

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Nr. B15 1990

Regional model for næringssalttransport og -omsætning



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Om NPo-forskningsprogrammet

NPo-forskningsprogrammet skal tilvejebringe viden om, hvordan kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o) omsættes i jord og påvirker søer, vandløb, fjorde, hav og grundvand.

Denne rapport er een af de ca. 50, der udsendes som et resultat af NPo-forskningsprogrammet. Med Miljøstyrelsen som ansvarlig for programmets gennemførelse er der sat ca. 70 NPo-projekter i gang ved 25-30 institutioner.

Op gennen 1970'erne og i 80'ernes begyndelse kom der en stigende erkendelse af, at udledninger af næringsstoffer kunne blive en trussel mod livet i vandløb m.v. – og af at der kunne ske en nitratforurening af grundvandet. Den eksisterende viden blev i 1984 samlet af Miljøstyrelsen i den såkaldte NPo-rapport.

Rapporten førte til, at Folketinget i 1985 vedtog de første indgreb for at begrænse forureningen med næringsstoffer – ved at stille krav om, hvordan landbruget skal opbevare og sprede husdyrgødningen.

For at skaffe en større viden om næringsstofferne indvirkning på naturen afsatte Folketinget samtidig 50 mill. kr. til dette forskningsprogram – som løber fra 1985 og frem til udgangen af 1990.

NPo-forskningsprogrammet blev yderligere aktuelt med Folketingets vedtagelse af Vandmiljøplanen i 1987. Her vil NPo-programmets resultater indgå som et vigtigt baggrundsmateriale for vurderingen af Vandmiljøplanens virkninger.

Til at sikre den faglige og økonomiske afvejning af forskningen blev der nedsat en styringsgruppe, som således har haft det øverste ansvar for NPo-programmets gennemførelse. Desuden blev der nedsat tre koordinationsgrupper, som hver har haft det faglige ansvar for deres område: jord og luft, grundvand og overfladevand.

Rapporterne udsendes i serien »NPo-forskning fra Miljøstyrelsen« – som er opdelt i A, B og C publikationer:

- A er rapporter om jord og luft
- B er rapporter om grundvand
- C er rapporter om vandløb, søer og marine områder

Miljøstyrelsen har været sekretariat for arbejdet og har sammen med koordinationsgrupperne stået for redaktionen af denne rapportserie.

Regional model for næringssalttransport og -omsætning

Børge Storm,
Merete Styczen,
Thomas Clausen,
Dansk Hydraulisk Institut

MILJØSTYRELSEN
BIBLIOTEKET
Strandgade 29
1401 København K

Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

	<u>Indhold</u>	Side
	<u>Sammendrag</u>	5
1.	<u>Indledning</u>	7
2.	<u>Materialer og metoder</u>	11
2.1	Modelbeskrivelse	11
2.1.1	Vandstrømning	12
2.1.2	Stoftransport og omsætning	18
2.1.3	Sammenkobling med DAISY	20
2.2	Datagrundlag	22
2.2.1	Generel beskrivelse af oplandene	22
2.2.2	Meteorologiske data	25
2.2.3	Arealfordeling	26
2.2.4	Gødningstildeling og landbrugspraksis	27
2.2.5	Jordfysiske data	29
2.2.6	Geologiske forhold	31
2.2.7	Øvrige data	32
2.3	Databearbejdning	34
2.3.1	Meteorologiske data	34
2.3.2	Geologi	36
2.3.3	Sædskifter og jordbehandling	41
2.3.4	Gødningstildelinger	47
2.3.5	Konsekvensanalyser for Karup Å-oplandet	55
3.	<u>Resultater</u>	56
3.1	Karup Å-oplandet	56
3.1.1	Nitratudvaskning fra rodzonen	56
3.1.2	Vandstrømning og vandbalance	64
3.1.3	Nitrat i grundvand og vandløb	71
3.1.4	Konsekvensanalyser	82
3.1.5	Validering på Rabis Bæk	87
3.2	Langvad Å-oplandet	93
3.2.1	Nitratudvaskning fra rodzone	93
3.2.2	Vandstrømning og vandbalance	97
3.2.3	Nitrat i grundvand og vandløb	102
4.	<u>Diskussion og konklusion</u>	107
5.	<u>Erkendtlighed</u>	113
6.	<u>Litteratur</u>	114
	Registreringsblad	

Sammendrag

Modeludvikling	Der er i projektet udviklet en hydrologisk model, som giver mulighed for at foretage beregning af kvæstoftransporten og -omsætningen i større danske oplande. Modeludviklingen er baseret på DHI's hydrologiske modelsystem SHE, som er udvidet til at omfatte en tredimensional strømningsbeskrivelse for grundvandszonen, samt en integreret stoftransportmodel for den umættede og mættede zone.
Sammenkobling med DAISY	For at kunne foretage en integreret analyse af kvælstofkredsløbet fra udbringningsstedet på jordoverfladen til vandløbet, er beregningerne sammenkoblet med beregninger foretaget med DAISY for individuelle sædskifter og dertil hørende jordbehandlinger og gødningspraksis.
Datagrundlag	Ved hjælp af data fra fagdatabaser, andre delprojekter, statistiske oplysninger og mundtlig information er modelsystemet sat op på Karup Å- og Langvad Å-oplandene for perioderne 1968-88 og 1978-88.
God overensstemmelse med målte data	Både for vandets kredsløb og for nitrat er overensstemmelsen mellem målte og simulerede værdier god. Modellen tager dog ikke hensyn til reduktion i ånære områder.
Udvaskning fra rodzonen	I Karup topper udvaskningen fra rodzonen ifølge simuleringerne i begyndelsen af 80'erne med ca. 90 kg NO_3^- -N/ha og falder sidst i 80'erne til godt 70 kg. Gennemsnitstallene dækker over store variationer mellem sædskifter. Især typiske svineavlsskifter og skifter med roer og kvæggødning fører til stor udvaskning (hhv. 185 og 105 kg NO_3^- -N/ha/år i gns.). Udvaskningen i Langvad-området er i gennemsnit kun ca. 40 kg, med variationer fra ca. 20 til ca. 120 kg mellem skifterne.

Nitrat i grundvand	Modelberegninger viser at NO_3^--koncentrationen i grundvandet styres af den overliggende jords dyrkningsmæssige historie, afstanden til grundvandsspejlet og nedbørens mængde og fordeling. I Langvad spiller forekomsten af store sand- og grusformationer desuden en rolle. Det betyder, at punktmålinger skal fortolkes med stor varsomhed, idet de kan afvige stærkt fra det gennemsnitlige niveau. Simulerede koncentrationer varierer mellem 0 og ca. 200 mg NO_3^-/l.
Nitratreduktion i grundvand	Med den estimerede beliggenhed af iltningsfronten i Karup er det beregnet at cirka halvdelen af en tilført nitratmængde reduceres i grundvandet. Af den resterende mængde vil 50-75% reduceres i de ånære områder. I Langvad er beregnet en reduktion i grundvandet på ca. 50%, men estimatet er usikkert grundet mangel på nøjagtige data om iltningsfrontens beliggenhed.
Nitratkoncentrationer i vandløbstilskud s. 90	Den gennemsnitlige nitratkoncentration i vandløbstilskuddet i Karup er beregnet til ca. 20 mg NO_3^-/l, eller 5-10 mg NO_3^-/l under hensyntagen til reduktion i de ånære områder (målt gennemsnit, ca. 9 mg NO_3^-/l). Disse tal dækker over store tidslige og stedlige variationer. Koncentrationen i vandløbstilskuddet i Langvad ved årsskiftet 1987/88 er målt og simuleret til ca. 50 mg NO_3^-/l.
Konsekvensanalyser	En simulering, hvor de dyrkningsmæssige forhold er ændret (forårsudbragt og bedre fordelt husdyrgødning samt flere grønne marker), viser at kvælstofudvaskningen i Karup kan sænkes til ca. 50% af 1980-84-niveauet, men kun under forudsætning af, at antallet af husdyr i området ikke stiger. I Langvad kan udvaskningen vanskeligt halveres uden en kraftig reduktion i antallet af husdyr.

1. Indledning

Nitratbelastning i grundvand og danske farvande	I de senere år er der registreret en stigende belastning af det danske vandmiljø med bl.a. nitrat. Der er påvist stigende nitratkoncentrationer i grundvandet, og nitratbelastningen i de danske farvande ses som en medvirkende årsag til tilbagevendende tilfælde af iltsvind. Landbrugserhvervet er udpeget som en væsentlig kilde til den øgede belastning som følge af et stigende forbrug i stald - og handelsgødning fra sidst i 50'erne til første halvdel af 80'erne.
Hidtil ingen integreret analyse	Der har, til dato, ikke været foretaget en integreret analyse af sammenhængen mellem tilførslen af kvælstof, udvaskningen fra rodzonen, koncentrationen i grundvandet og udsivningen af nitrat til vandløbene. Selvom forholdsvis simple kvælstofbalance-betragtninger har resulteret i et kendskab til det overordnede kvælstofkredsløb, har disse beregninger i mange tilfælde ikke givet viden om variationen i nitratmængden i de danske afstrømningsområder og størrelsen af de omsætninger, som foregår i disse.
Matematisk modellering kan give svar på forskellige spørgsmål	Det er kun muligt gennem en grundig matematisk model-analyse at få svar på væsentlige og komplicerede spørgsmål, som f.eks: - Hvilken betydning har arealanvendelsen, forskellige driftsformer, variationer i klimaet, og de hydrogeologiske og geo-kemiske forhold i et opland for kvælstofudvaskningen og kvælstofbelastningen af grundvand og vandløb,

- Hvor store rumlige og tidslige variationer i nitratkoncentrationen kan forventes i et givet opland,
- Med hvilken forsinkelse viser givne ændringer i kvælstoftilførslen i forskellige typer afstrømningsområder sig i grundvand og vandløb,
- Hvor repræsentative er punktmålinger foretaget på udvalgte lokaliteter, og i hvilket omfang kan de fundne resultater og detail-analyser ekstrapoleres.

Selvom mange mennesker sandsynligvis kan give et kvalitativt svar på disse spørgsmål, vil de færreste være i stand til at kvantificere dem. En modelanvendelse kan resultere i oplysninger, som man intuitivt ikke havde ventet, og vil, i takt med en øget forståelse af mekanismerne i oplandet, ofte generere nye spørgsmål.

Projektets formål Formålet med dette projekt har været:

- at udvikle en hydrologisk model til beregning af vand- og kvælstoftransporten samt kvælstofomsætningen på regional skala,
- at opstille og anvende modellen på to afstrømningsområder, Karup Å i Midtjylland og Langvad Å på Sjælland. Disse to oplande har vidt forskellige hydrogeologiske regimer og er tilsammen repræsentative for store områder i Danmark,
- at søge at belyse den overordnede sammenhæng mellem tilførsel af kvælstof på jordoverfladen og koncentrationer af

nitrat i grundvandet og i tilløbet til
å-systemet samt at vurdere konsekven-
serne af forskellige tiltag.

Modeludvikling	En meget stor del af arbejdet i projektet har været knyttet til modeludviklingen og der er i projektet fremkommet et modelværktøj, i form af en generaliseret og forbedret version af Dansk Hydraulisk Institut's SHE-modelsystem, som i mange henseender er unikt, også i international målestok. Sammenkædningen med DAISY-modellen (Hansen et al., 1990) har gjort det muligt at beskrive kvælstoffets omsætning og bevægelser fra tilførsel til udsivning i vandløbssystemet.
Modelanvendelse, eksisterende data	I modelanvendelsen har det været forudsat, at det nødvendige datagrundlag kunne fremskaffes fra eksisterende databaser. Det er derfor vigtigt at sammenholde modelresultaterne med den usikkerhed, der ligger til grund for analyserne, dels i form af begrænset datamængde, og dels i form af, at statistiske data er opgjort for amter og kommuner, og derfor ikke er præcise for enkelte oplande. Jo større modelområdet er, jo mere approksimative må man forvente resultaterne bliver, dels fordi mængden af nødvendige data øges og dels fordi detaljeringsgraden, hvormed man kan beskrive oplandets mange karakteristika, mindskes. Ønskes en nøjagtigere beskrivelse i et detailstudie (f.eks. værkstedsområde), kan modellen opstilles med en finere detaljeringsgrad og dermed gøre brug af mere detaljeret information. En analyse over større områder vil til gengæld give en øget repræsentativitet og dermed et bedre grundlag for beslutningstageren.

Integration af resultater fra andre NPo-delfprojekter	Nærværende projekt har i vidt omfang udnyttet de eksperimentale resultater, teorier og delmodeller, som er fremkommet i andre af NPo-forskningsprogrammets delfprojekter.
Tværfagligt samarbejde	Projektet har således også givet anledning til et givtigt samarbejde mellem forskellige faggrupper, bl.a. geologer, agronomer og hydrologer. Dette samspil har givet et videngrundlag for modelleringen af vand - og kvælstofbalancen i et opland som giver tiltro til modelresultaterne og de generelle tendenser de påviser. Dette samarbejde på tværs af faggrupper bør være en selvfølge i fremtidige miljøanalyser.
Rapportindhold	I nærværende rapport gives kun en kortfattet beskrivelse af det udviklede modelsystem SHE og det hydrologiske og geologiske data-grundlag, som de efterfølgende kvælstofberegninger bygger på. Hovedvægten i rapporten er lagt på, gennem beregninger for Karup Å og Langvad Å, at illustrere modelsystemets anvendelighed i praksis.

2. Materialer og metoder

2.1 Modelbeskrivelse

Ved projektets start i 1986 eksisterede der ikke en hydrologisk model, som kunne opfylde et af projektets grundlæggende målsætninger, nemlig at kunne beskrive transporten og omsætningen af kvælstof i et opland fra udbringningsstedet på marken, gennem jorden og til vandløbet.

Modeludvikling,
en hovedaktivitet
i projektet

En af hovedaktiviteterne i projektet har således været at udvikle en matematisk model, som er i stand til:

- at beskrive vandstrømningen i to så forskellige hydrologiske regimer som oplandene til Karup Å og Langvad Å.
- at indeholde en integreret vand- og stoftransportbeskrivelse, for derved at opnå en dynamisk beskrivelse i både den umættede og mættede zone samt i vekselvirkningen mellem disse.

Tidligere hydro-
logiske modeller

Projektet har bidraget til en videreførelse af den udviklingslinie, som startede i begyndelsen af 80'erne med udvikling af integrerede overfladevands- og grundvandsmodeller i Suså og Karup Å projekterne (Refsgaard og Stang, 1981, og Miljøstyrelsen, 1983). Disse modeller er ikke generelle (men regime-specifikke) og kan på grundlag af deres indbyggede diskretiseringsgrad og konceptualisering af det hydrologiske kredsløb ikke benyttes som grundlag for stoftransportberegninger.

Modelgrundlaget
er SHE

Grundlaget har derfor været Dansk Hydraulisk Institut's eksisterende hydrologiske model system, SHE (DHI, 1990). Denne model er blevet videreudviklet så den opfylder projektets målsætning, og idag fremstår SHE som et værdifuldt og alsidigt hydrologisk værktøj til undersøgelse af grundvandsforurening.

DAISY beskriver
forholdene i rod-
zonen

I SHE er ikke inkluderet de procesbeskrivelser og jordbehandlingsroutiner, som er nødvendige for en modellering af nitratomsætningen og udvaskningen fra rodzonen. SHE er derfor blevet benyttet parallelt med DAISY-modellen (Hansen et al., 1990), som er udviklet i NPo-delfprojekt A10. Denne model er specielt udviklet til at gøre rede for de ovennævnte processer.

I det følgende gives en kort beskrivelse af model systemet SHE. Sammenkobling med DAISY er beskrevet i afsnit 2.1.3.

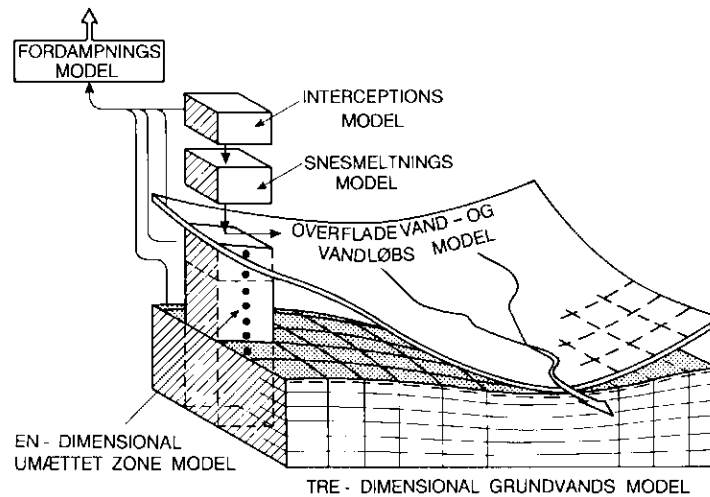
2.1.1 Vandstrømning

SHE, en deterministisk arealdi-
stribueret hydro-
logisk model

SHE kan kategoriseres som en deterministisk og fuldt areal-distribueret hydrologisk model. Vandkredsløbet i oplandet beregnes ved numerisk løsning af styrende partielle differentialligninger som beskriver strømmingen på jordoverfladen, i den umættede zone, og i grundvandszonen.

I en distribueret model repræsenteres oplandets karakteristika i den horisontale udstrækning i et net af kvadrater (celler). I hver celle opdeles jordsøjlen desuden i et antal beregningspunkter fra jordoverfladen til den nedre grænse for vandstrømningen (fig. 1).

Vandløbssystemet antages at ligge i randen mellem to celler.



Figur 1

Skematisk repræsentation af SHE-modelsystemets struktur.

Modelparametre

Til hvert beregningspunkt knyttes dels parameterverdier og dels koder, som angiver vegetation og jordtyper. Til hver kode hører en række parametre eller funktioner som nøjere beskriver de enkelte afgrøder eller jordtyper.

Desuden kan en række koder angive andre forhold i oplandet som f.eks. meteorologisk stationsnet, drænsystem, indvindingsboringer etc..

Vandstrømning i den umættede zone beskrives med Richard's ligning

Vandindholdet og porevandstrykket i de enkelte knudepunkter i den umættede zone beskrives ved den én-dimensionale version af Richard's ligning:

$$C \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \psi}{\partial z} \right) + \frac{\partial K}{\partial z} - S(z) \quad (1)$$

hvor ψ er porevandstrykket (m); z er den vertikale koordinat (m); t er tiden (s); $K = K(\psi)$ er den hydrauliske ledningsevne (m/s); $C = C(\psi)$ er jordens specifikke kapacitet (m^{-1}); og S er et tabsled der angiver tab til fordampning (s^{-1}).

I lign. (1) indgår to vigtige funktionssammenhænge som skal kendes, nemlig jordens retentionskurve, som angiver relationen mellem vandindhold θ og porevandstrykket ψ , og jordens hydrauliske ledningsevne funktion $K(\psi)$. Lign. (1) løses under hensyntagen til tidsvarierende randbetingelser dels ved jordoverfladen (oftest nettonedbøren), og dels ved grundvandsspejlet (porevandstrykket i knudepunktet beliggende lige under grundvandsspejlet). Der tages i beregningerne hensyn til et tidsvarierende grundvandsspejl. Ligger grundvandsspejlet tæt på jordoverfladen, kan der således forekomme kapillær stigning ved stor fordampning.

Grovporestrømning er inkluderet for morænelersområder

I morænelersområder i Danmark har man i mange tilfælde observeret en hurtig drænvandsafstrømning i forbindelse med kraftig nedbør selv i relativt tørre jorde (Engesgaard & Jensen (1990b)). Dette fænomen tilskrives strømning i jordens grovporesystem. Der er derfor i modellen indbygget en såkaldt 'bypass'-funktion som på empirisk vis tager højde for dette. Størrelsen af grovporestrømningen er en funktion af nedbøren og jordfugtigheden i de øverste jordlag.

Fordampningen tager højde for tidsvariationer i bladareal og rodfordeling

I rodzonen trækker planternes rødder vand fra jorden. Den aktuelle fordampning beregnes ved en modificeret udgave af en fordampningsmodel udviklet af Kristensen og Jensen (1975). I SHE tages højde for tidsvariationer i rodfordeling og bladareal. Disse størrelser skal angives som

inputdata. Fordampningstabet $S(z)$ afhænger af det aktuelle vandindhold i de enkelte dybder i rodzonen.

Overfladisk afstrømning kan genereres på to måder

Afstrømning direkte på jordoverfladen forekommer i begrænset omfang herhjemme. I SHE vil overfladisk afstrømning genereres i to tilfælde, enten når nedbøren er større end jordens infiltrationskapacitet, og der fremkommer mætning i det øverste jordlag, eller hvis grundvandsspejlet stiger op til jordoverfladen. I begge tilfælde beregnes vandtransporten til vandløbet ved en to-dimensional hydraulisk routning bestemt af topografien og de hydrauliske forhold på jordoverfladen.

Engesgaard (1988) fandt i et indledende modelstudie på Rabis Bæk, at en tre-dimensional strømningsbeskrivelse i grundvandszonen var afgørende for at kunne beskrive transporten og denitrifikationsraten af nitrat på en fyldestgørende måde. Der er derfor udviklet en tre-dimensional grundvandsmodel i dette projekt, som er en direkte udvidelse af den eksisterende to-dimensionale løsningsmetode.

Grundvandsstrømninger beskrives tre-dimensionalt

Det hydrauliske trykniveau i grundvandet beregnes ved løsning af den styrende partielle differentiaalligning for tre-dimensional mættet strømning i et porøst medium;

$$S \frac{\partial h}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + R \quad (2)$$

hvor h er det hydrauliske trykniveau (m); S er det specifikke magasintal (m^{-1}); K_x , K_y , K_z er den hydrauliske ledningsevne i de to vandrette - og den lodrette retning (m/s); t er tiden (s); og R er et kilde/tabsled (s^{-1}).

For at løse lign. (2) kræves kendskab til den hydrauliske ledningsevne og det specifikke magasintal i hvert beregningspunkt. Grundvandsstrømningen mellem knudepunkterne afledes af løsningen til lign. (2). I de tilfælde, hvor en to-dimensional beregning er tilstrækkelig, kan lign. (2) forenkles ved en midling over den mættede lagtykkelse.

Landbrugsområder med højt grundvandsspejl er dræned

I mange lavtliggende områder er der drænet for at markarbejdet kan komme igang om foråret. I modellen tages der højde for dette ved at inkludere et drænled i tabsledet R i lign. (2). Når grundvandstanden stiger over drænrørsniveauet beregnes drænafstrømning som værende proportional med vandstanden over drænrørsniveauet. Proportionalitetsfaktoren fungerer som en tidskonstant, der karakteriserer dels selve routningen gennem drænrørene og dels dræningstætheden. Ofte foreligger der ikke en kortlægning af dræned arealer, men indledende modelberegninger kan i mange tilfælde lokalisere disse områder, idet der her vil simuleres en høj grundvandstand, når drænfunktionen er "slået fra" i modelsimuleringen.

Modelnettet i Karup er opstillet for et regionalt grundvandsmagasin

Opstillingen af beregningsnettet for grundvandszonen afhænger af det hydrogeologiske regime. I hedesletteområder med et regionalt frit grundvandsmagasin, som f.eks. Karup Å oplandet, diskretiseres grundvandszonen i dybden i en række punkter med lige stor indbyrdes afstand. I øverste punkt under grundvandsspejlet benyttes det frie magasintal S_y , som er direkte afledt fra jordens retentionskurve. I de øvrige punkter benyttes det specifikke magasintal for artetiske forhold.

Modelnet i Langvad beskriver individuelle grundvandsreservoirer	I morænelersområder med en række individuelt beliggende reservoirer, som i f.eks. Langvad Å oplandet, kan det ofte være tilstrækkeligt at lade den lodrette diskretisering følge den geologiske lagdeling. Knudepunktet vil i så fald være placeret i midten af laget. I oplandet til Langvad Å er der opstillet en firelags model (se afsnit 2.3.2).
Den umættede og mættede zone sammenkobles	Beregningen i den umættede og mættede zone er sammenkoblet, således at en stigning i grundvandsspejlet er afhængig af det aktuelle vandindhold i den ovenfor liggende zone og af den vertikale ledningsevne i den umættede zone.
Separat beregningsnet for vandløb	I vandløbet beregnes vandstand og vandføring i et separat beregningsnet ved en-dimensional hydraulisk routning.
Modellens databasehov	Distribuerede modeller har traditionelt et stort databehov. I hvert enkelt knudepunkt, indenfor hver celle, kræves en værdi af alle de modelparametre som indgår i modellens ligningssystemer. Desuden kræves kendskab til topografien og vandløbets geometri i oplandet.
	Det vil sjældent være muligt at kende værdien af de enkelte parametre i hvert enkelt punkt. Oftest vil parameterværdierne være baseret på målinger i få punkter og værdier i øvrige punkter vil være estimerede på grundlag af disse. Få nøgleparametre, som er specielt afgørende for simuleringsresultatet, skal oftest justeres ind ved en modelkalibrering.
	Det er erfaringen, at man i mange tilfælde opnår en tilstrækkelig beskrivelse af strømningsforholdene i et opland blot ved at anvende få repræsentative værdier af de enkelte parametre.

Det distribuerede grundlag for beregningen af vandstrømningen gør, at man i væsentlig grad får bestemt strømningsbilledet ud fra kendskabet til geometrien og de enkelte geologiske lags beliggenhed i oplandet. Dette er et meget væsentligt udgangspunkt for en korrekt strømningsbeskrivelse. Som det vil blive beskrevet i afsnit 2.2.5 og 2.3.2 er de geologiske informationer i de to oplande blevet direkte inddraget i modelopsætningerne i dette projekt.

Ved modelberegninger for større områder, vil beregningerne ofte af praktiske grunde (data-krav, EDB-behov) blive udført med et grovere beregningsnet end tilsvarende beregninger for mindre områder. Herved kan det være sværere at inkludere alle detaljer. Specielt kan de lokale forhold omkring vandløbene være vanskelige at inkludere korrekt ved regionale modelopsætninger.

2.1.2 Stoftransport og omsætning

Stoftransport kræver løsning af den tre-dimensionale advektions- og dispersionsligning

Transporten og spredningen af opløste stoffer i jorden beregnes ved løsning af den tre-dimensionale advektions- og dispersionsligning:

$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i c) + \frac{\partial}{\partial x_i} (D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j}) + S \quad i, j = 1, 2, 3 \quad (3)$$

hvor c er koncentrationen af det opløste stof (mg/l); D_{ij} er dispersionstensorerne (m^2/s); S er et kilde/dræn (mg/l/s); v_i er porevandshastigheden i i -retningen (m/s); x_i er koordinaten i i -retningen; t er tiden (s).

Lign. (3) løses numerisk i samme beregningsnet som lign. (1) og (2). I den umættede zone benyttes den en-dimensionale version af lign.

(3). En nærmere beskrivelse af den numeriske løsningsmetode findes i Ammentorp og Refsgaard (1990).

I Karup behandles nitrat som konservativt stof i den umættede zone, men reduceres under iltfronten

I den umættede zone under rodzonen transporteres nitraten som et konservativt stof, idet indholdet af reducerende stoffer antages at være lille. Eventuelle processer vil forløbe langsomt og være uden betydning for de NO_3^- -mængder, der når grundvandet, som redegjort for af (Kristiansen et al., 1990). Postma og Boesen (1990) har fundet, på basis af undersøgelser i værkstedsområdet i Rabis Bæk-oplandet, at iltfronten under de givne strømningsforhold kun bevæger sig få cm nedad om året. Der er således en stor reduktionskapacitet i grundvandsreservoiret. Dette er også påvist af Engesgaard og Jensen (1990a) i detaljerede modelberegninger.

På baggrund af resultaterne i ovennævnte NPO-delprojekter er der i modelberegningerne for Karup Å-oplandet antaget en simpel reaktionsmodel (P. Engesgaard, pers. komm.), hvor iltfrontens beliggenhed antages stationær, og at nitrat, som kommer i berøring med denne, reduceres 100%.

I Langvad reduceres nitraten i "næstøverste" lag

I Langvad Å forekommer nitrat i den oxiderede zone ned til ca. 3-9 m under terræn. (Ernstsen et al., 1990). I modelberegninger antages, at der ikke foregår nitratreduktion i øverste lag, men at nitraten reduceres, når det strømmer fra det øverste lag til næstøverste lag. I de områder (beregningceller), hvor der modelteknisk simuleres et grundvandsspejl permanent omkring laggrænsen mellem de to øverste lag (principielt i de områder, hvor der er frie forhold i grusformationerne) antages, at alt stoffet

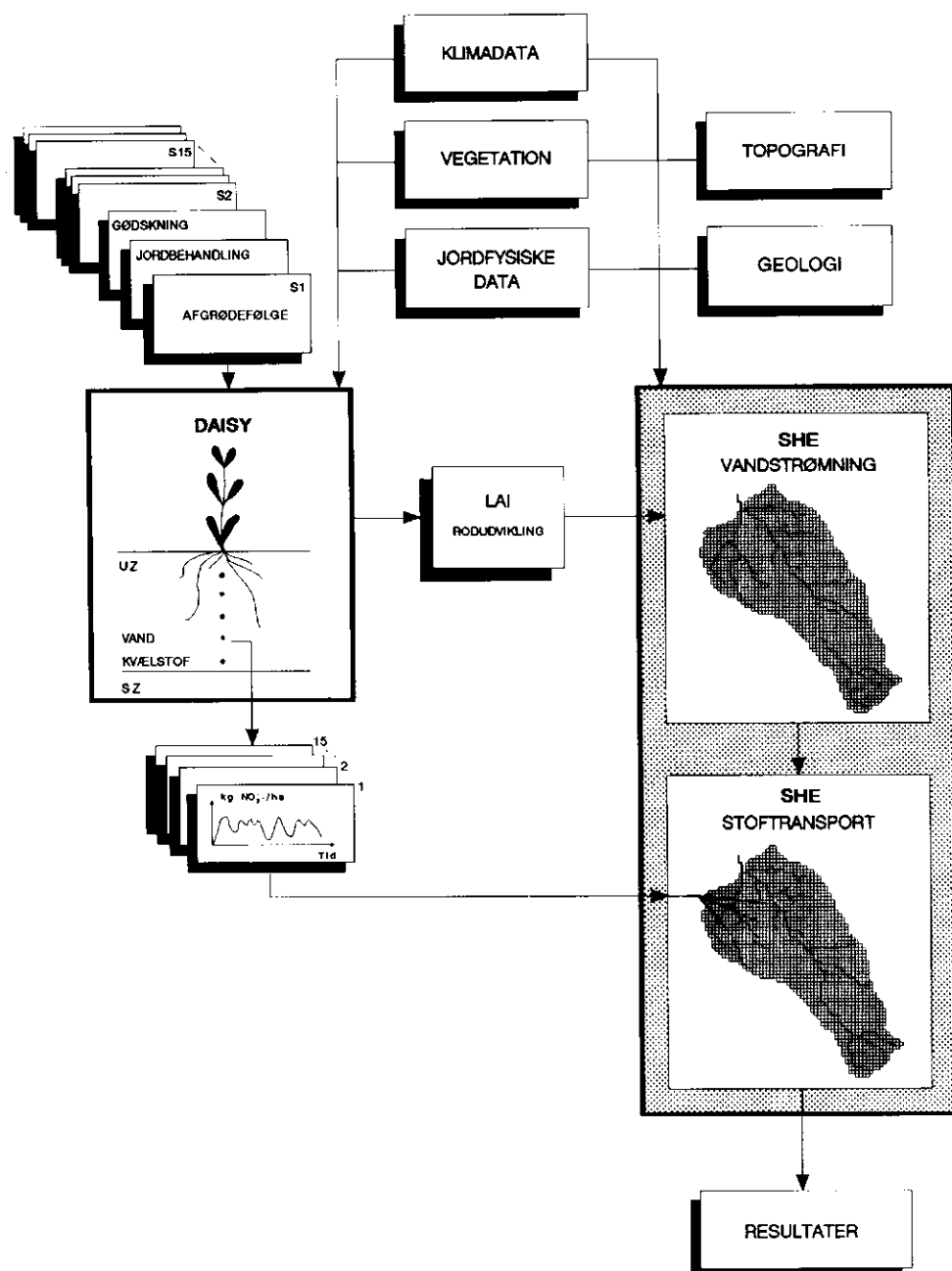
reduceres, idet det strømmer gennem leren til gruslagene. Det er uden for projektets rammer at simulere nitrattransporten i de nedre reservoarer.

2.1.3 Sammenkobling med DAISY

DAISY beregner
bladareal, rodud-
vikling og
nitratudvaskning
til SHE

DAISY-modellen, (Hansen et al., 1990), som er udviklet under NPo-forskningsprojektet, beregner udvaskningen af nitrat fra rodzonen. Modellen, der både har en vandstrømningsdel og en kvælstofdel tager hensyn til kvælstofkilderne "atmosfæriske nedfald" og "kvælstof tilført som gødning", og beskriver optagelse af N i planter, mineralisering fra forskellige organiske puljer, forskellige andre former for fastlæggelse og frigørelse af N-forbindelser, denitrifikation samt udvaskning. I simuleringerne er DAISY og SHE kørt parallelt og beregninger er sammenkoblet som illustreret i fig. 2. DAISY beregner tidsserier, dels af nitratudvaskningen (i kg/ha) fra rodzonen, og dels af bladareal - og rodudviklingen for de enkelte afgrøder. Disse værdier overføres til SHE i henholdsvis vandstrømnings- og stoftransportberegningerne. I hver celle er angivet en kode, som henfører til et sædskifteforløb. De beregnede N-udvaskningsværdier indgår som et kildeled i lign. (3).

Bladarealet og rodudviklingen benyttes i fordampningsberegningerne i SHE. Selv om der ligger to forskellige modeller til grund for disse beregninger har det vist sig, at der er stor overensstemmelse i de to modellers vandbalanceberegninger og dermed den simulerede perkolation. Fordelingen af de enkelte sædskifter i SHE's beregningsnet er beskrevet i afsnit 2.2.6.



Figur 2

Skematisk oversigt over databehovet for og sammenkoblingen af de anvendte modeller DAISY og SHE.

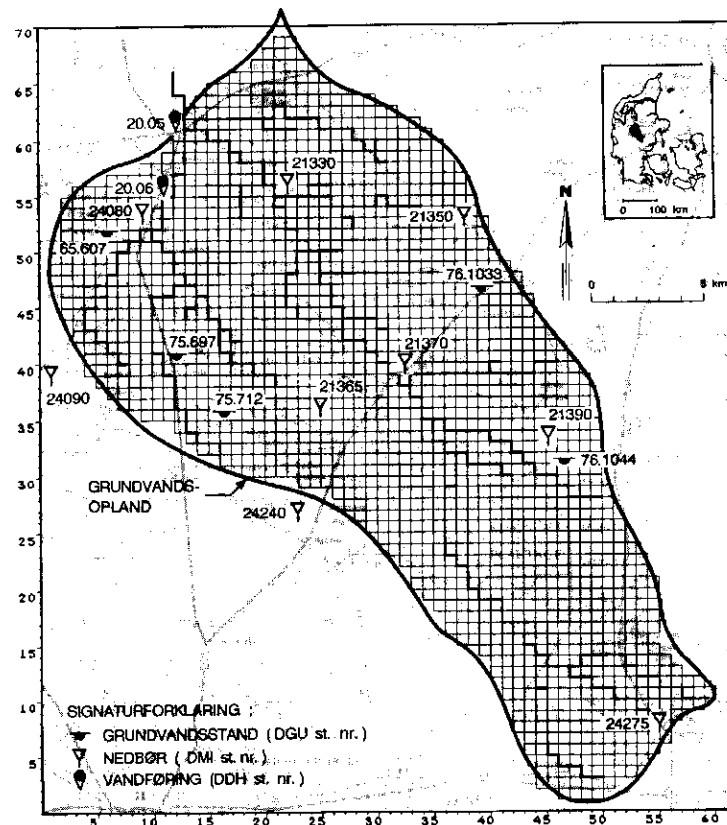
2.2.1 Generel beskrivelse af oplandene

Karup Å's opland er et velbeskrevet hedesletteområde

Karup Å oplandet blev i 1960'erne udvalgt som repræsentativt opland under den Internationale Hydrologiske Dekade (IHD) og en betydelig datamængde er derfor indsamlet under selve dekadeperioden og i forbindelse med efterfølgende undersøgelser (Miljøstyrelsen, 1983 og Henriksen, 1987). En del af de her benyttede data stammer fra disse undersøgelser.

Oplandet til Karup Å ligger i Midtjylland mellem Viborg og Herning (figur 3). Det topografiske opland og grundvandsoplandet er henholdsvis 522 km² og 440 km². De højst beliggende områder (cirka 90 meter over havniveau) findes i oplandets sydøstlige del, omkring Bording Kirkeby. Terrænet aftager gradvist mod nordvest til cirka 10 meter over havniveau ved Hagebro. Foruden Karup Å, afdrænes oplandet af cirka 20 mindre åer, alle med tilløb til Karup Å. De største er Haderup Å i den vestlige del, og Haller Å, Åresvad Å og Sej Bæk i den østlige del.

Oplandet ligger i et hedesletteområde, hvor de kvartære aflejringer fortrinsvis er smeltvandsaflejringer. Omkring åerne, og i særlig grad Karup Å, er der markante ådale med postglaciale aflejringer. Grundvandet er fortrinsvist frit i oplandet. Kun i de ånære områder samt i det sydøstlige del af oplandet kan der forekomme artesiske forhold.



Figur 3

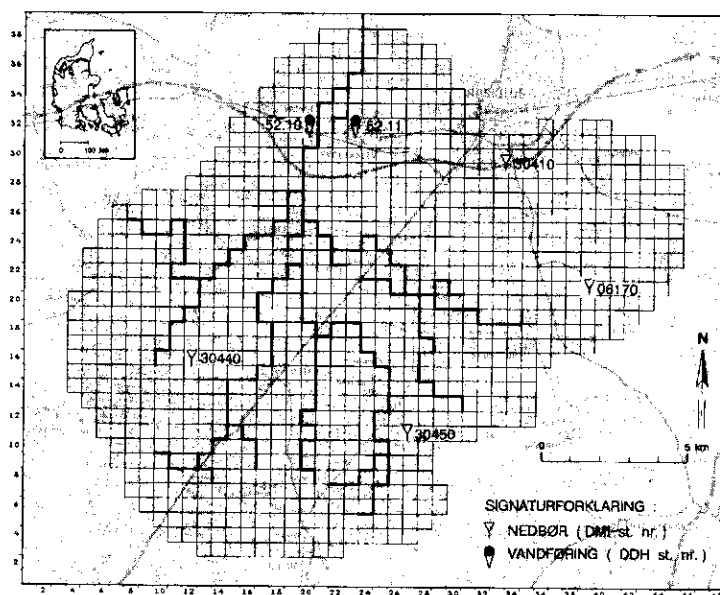
Oplandet til Karup Å. Grundvandsoplandet og det topografiske opland for målestationen 20.05 ved Hagebro er indtegnet.

Grundvandsspejlets dybde under terræn varierer i tid og sted

Grundvandsspejlet ligger i varierende dybde under terræn. De største dybder forekommer i den østlige del med en umættet zone på op til 20 meter. I Haderup Å-systemet og omkring vandløbene ligger grundvandsspejlet ofte mindre end en meter under terræn.

Langvad Å's opland er et morænelersområde med kompliceret hydrologi

Oplandet til Langvad Å er ved st. 52.10 Kornrup Å (vest) cirka 178 km². Det ligger syd for Roskilde og terrænoverfladen ligger mellem kote 40 meter og 60 meter. Omkring Lejre er terræn kuperet og gennemskæres af nogle dybe ådale (fig. 4).



Figur 4

Oplandet til Langvad Å. Modelområdet og det topografiske opland for målestation St. 52.10, Kornerup Å, er indtegnet.

Den geologiske opbygning vidner om et kompliceret hydraulisk regime. I de kvartære moræners aflejringer findes store sammenhængende smeltevandssand og -gruslag, bl.a. Hedelagsformationen og Torkilstrup-formationen (Gravesen, 1990). Dette giver anledning til varieret stedlig nedsivning til undergrunden. Ved formationernes afgrænsning, især mod Langvad Å, kan dette give anledning til lokale udsivningsområder.

Grundvandsspejlet ligger højt flere steder. I landbrugsområder med højt grundvandsspejl er der almindeligvis drænet.

2.2.2 Meteorologiske data

Nedbøren og den potentielle fordampning udgør de klimatiske drivvariable i modelsimuleringerne.

Nedbørsstationer
i Karup-oplandet

I Karup Å-oplandet er indhentet data fra Danmarks Meteorologisk Institut fra ni stationer for perioden 1968-1984, og fra tre stationer for perioden 1985-1988. Disse er:

St. 24275	Engesvang	(68-84)
St. 24240	Ilskov	(68-84)
St. 21365	FSN Karup	(68-84)
St. 21390	Thorning	(68-88)
St. 21370	Karup by	(68-84)
St. 21350	Grønhøj	(68-84)
St. 21330	Sdr. Resen	(68-88)
St. 24090	Hodsager	(68-84)
St. 24080	Haderuplund	(68-88)

Nedbørsstationer
i Langvad-oplan-
det

Data fra fire stationer er rekvireret i Langvad Å for perioden 1975-88:

St. 06170	Roskilde lufthavn
St. 30450	Viby Sj.
St. 30440	Orup Mark
St. 30410	Roskilde S.

Potential for-
dampning

Den potentielle fordampning, som er benyttet i modelsimuleringerne, er beregnet ved hjælp af en modificeret version af Makkink's ligning (Aslyng og Hansen, 1984), se afsnit 2.3.1.

Datagrundlaget herfor er det daglige antal solminutter og daglige middeltemperatur.

For at få en sammenhængende serie af solskins-timer, er der for Karup indhentet data for perioden 1971-1988 fra fire stationer: st. 21310 Stanghede; st. 21311 Skelhøje; st. 21312 Viborg Flyveplads; og st. 21120 Erslev på Mors. Temperaturdataene stammer fra st. 06060 Flyvestation Karup.

I Langvad Å-oplandet er solminutter registreret i st. 30285 Risø, og temperaturen i st. 30420 Ledreborg Alle og st. 06170 Roskilde Lufthavn.

2.2.3 Arealfordeling

Arealfordelingen er baseret på kort-information og statistik

En grov opdeling af oplandene i landbrugsarealer, skov/plantager og byområder er udført på grundlag af målebordsblade i 1:50.000 for Karup og 1:100.000 i Langvad. Landbrugsarealerne er opdelt mere detaljeret. I Karup Å-oplandet er dette sket dels på grundlag af data fra Landbrugsstatistik (1968-88) for Ringkøbing amt og Karup kommune og dels på grundlag af informationer fra landbrugskonsulenterne i Herning og Hedeboernes landboforeninger. I Langvad Å-oplandet er det sket på grundlag af data fra Landbrugsstatistik (1978-88) for Roskilde amt og Lejre, Ramsø og Hvalsø kommune, og dels på grundlag af informationer fra landbrugskonsulenterne i Roskilde landbo- og husmandsforeninger. Fra Landbrugsstatistikken stammer især oplysninger om afgrødefordeling, dyrehold og besætningsformer (for Karup Å, se tabel 1, 2, 3 og 4, og for Langvad Å tabel 7, 8, 9 og 10, appendiks 1)), mens mere detaljerede oplysning-

ger om besætningstypernes fordeling i oplandet
stammer fra landbrugskonsulenterne.

2.2.4 Gødningstildelinger og landbrugspraksis

Fordelingen af
husdyrgødning er
baseret på sta-
tistiske data

Informationen vedrørende gødningstildelinger
samt udbringnings- og jordbehandlingspraksis er
mere usikker end bestemmelse af arealanvendel-
ser. I Karup Å-oplandet er husdyrgødnings-
mængden beregnet ud fra statistiske data for
husdyrhold fra Ringkøbing amt og Karup kommune
for de enkelte år, og gødningen er fordelt på
et areal der svarer til de statistiske oplys-
ninger om besætningsformer og arealfordeling.
For kvæg stemmer oplysningerne for Ringkøbing
amt, Karup kommune og data fra Rabis Bæk (Han-
sen, 1985, 1990b) overens, mens opgørelserne
for svin udviser stor variation. I Rabis-bæk-
området er tætheden under 1 svin/ha, mens den
for Karup kommune er over 2, og for Ringkøbing
amt over 3 svin/ha. En tæthed svarende til hvad
der findes i Karup kommune er valgt for hele
oplandet.

I Langvad er husdyrgødningsmængden beregnet ud
fra statistiske data for husdyrhold fra Roskil-
de amt og Lejre, Ramsø og Hvalsø kommune for de
enkelte år, og gødningen er fordelt på et areal
der svarer til de statistiske og de kvalitative
oplysninger om besætningsformer og arealforde-
ling. Sammenlignes data fra Syv Bæk med kommu-
nernes data, er antallet af både svin og kvæg
mindre i Syv Bæk end gennemsnittet for kommu-
nerne. Det er derfor sandsynligt at husdyrgød-
ningsmængderne tilstede i oplandet er overvur-
deret lidt.

Oplagringsformen for husdyrgødning baseres på oplysninger fra landbrugskonsulenter

Formen af husdyrgødning er, i Karup, indtil ca 1978-79 forudsat at være staldgødning og ajle, mens det efter denne periode fortrinsvis er gylle. Formen af husdyrgødning i Langvad-området er iflg. landbrugskonsulenterne primært staldgødning og ajle for kvægbesætninger, mens antallet af gylletanke er vokset kraftigt fra ca 1984. Ca 70% af svinegødningen anslås nu at opbevares som gylle i Langvad. Indholdet af kvælstof i de forskellige former for staldgødning stammer fra oplysninger fra Miljøministeriets landbrugskontor (Tabel 11, appendiks 1), mens parametre, der beskriver omsætningen af gødningen, stammer fra tidligere kørsler med DAISY (Hansen et al., 1990)

Tildeling af handelsgødning er baseret på statistik

Tildelingen af handelsgødning for de enkelte afgrøder er foregået på basis af Dansk Landbrugs Grovvarereselskab's opgørelser over gennemsnitligt gødningsforbrug pr. ha pr. år for amter i Danmark, samt på basis af landbrugskonsulenternes oplysninger om størrelsen af tildelinger til forskellige afgrøder og udviklingen i disse. I en vis udstrækning er kvælstofprognoserne fra Landskontoret for planteavl benyttet som grundlag for fastsættelse af kvælstoftildelingen til byg.

Kartoffelvand i Karup

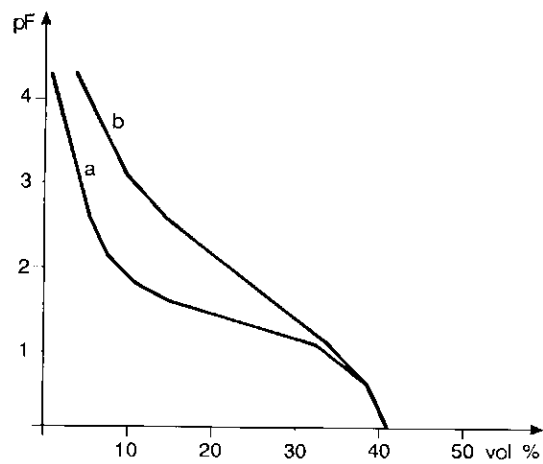
Ud over gødningstilførslen kan områderne være påvirket af andre kilder. Vand fra Karup kartoffelfabrik har været udledt på mindre arealer op til 1979-80, og udledes nu på 2750 ha syd for Kølvrå ved Hestland Hede. I tabel 5, appendiks 1, er vist størrelsen af arealet udsprøjtningen er foregået på, samt en estimeret mængde kvælstof tilført pr. ha. Kvælstofmængderne er ikke medtaget i simuleringerne, men en vurdering af effekten af kvælstofbelastningen er givet i afsnit 3.1.1.

Slamanvendelse i Langvad	Det er oplyst fra forskellige sider at slamdeponering og/eller anvendelse som gødning finder sted nogle steder i Langvad Å-oplandet, men det har ikke været muligt at identificere kilder og/eller mængder nærmere.
Punktkilder er ikke inddraget i undersøgelsen	Punktkilder som ensilagesaft, septiktanke, mødding-afløb, eventuelle spildevandsudledninger mm. er ikke medtaget i undersøgelsen. Det forventes, at dette bidrag har været ret stort i begyndelsen af simuleringsperioden, men at bidraget er formindsket op igennem 1980'erne.

2.2.5 Jordfysiske data

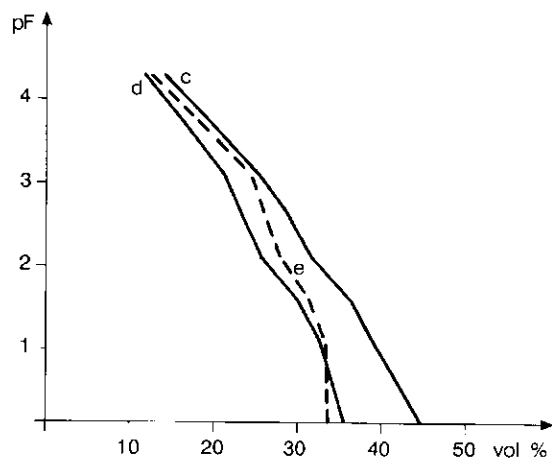
Jordens retentionskurve og den mættede hydraulisk ledningsevne er målt i værkstedsområderne indenfor de to oplande. I Rabis Bæk er målt i fire dybder i de seks etablerede systemmarker (N. Jensen og H.B. Madsen, pers. kom.), hvoraf to af disse er valgt som repræsentative for de jordfysiske egenskaberne i og under rodzonen i hele Karup Å-oplandet (figur 5). I Syv Bæk er der målt i fire marker. Også her er udvalgt nogle repræsentative kurver (figur 6).

De benyttede data vedrørende jordens indhold af organisk materiale og kvælstof stammer også fra analyser foretaget i systemmarkerne (Hansen, 1990b).



Figur 5

Retentionskurver benyttet til beskrivelse af jordtypen i Karup Å-oplandet. (b) beskriver jorden fra 0-70 cm's dybde, (a) beskriver jorden i resten af profilet.



Figur 6

Retentionskurver benyttet til beskrivelse af jordtypen i Langvad Å.

- (c) beskriver jorden i 0-20 cm's dybde,
- (d) anvendes fra 20-70 cm og
- (e) beskriver jorden i resten af profilet.

I simuleringer med DAISY benyttes alle tre kurver, i SHE kun (d) og (e).

2.2.6 Geologiske forhold

Grundlaget for de hydrogeologiske modelparametre er en detaljeret geologisk beskrivelse baseret hovedsageligt på et antal profiludtegninger i de to oplande (Hansen og Gravesen, 1990 og Gravesen, 1990).

Karup-oplandet modelleres på grundlag af 20 geologiske profiler

I oplandet til Karup Å er tyve profiler udtegnet, femten i sydvest-nordøstgående retning og fem nordvest-sydøstgående). Fra profilerne er fortrinsvis uddraget informationer om forekomsten af de miocæne aflejringer, glimmerler, -silt og -sand, og kvartssand og -grus. Desuden er den nedre randbetingelse for strømningsbilletet fastlagt. I de kvartære aflejringer er det fortrinsvis større legemer af ler og siltlag beliggende i smeltevandssedimenterne. Der er ikke foretaget nogen opsplittning i de sidstnævnte sedimenter.

Langvad-området modelleres på grundlag af 9 profiler

I Langvad Å-oplandet er der udtegnet ni nord-sydgående profiler. Profilerne har dannet basis for en bestemmelse dels af prækvartær-overfladen, og dels af udstrækningen af de store sammenhængende smeltevandssand og -gruslag, som forekommer flere steder i moræneleret. Det drejer sig især om Hedeland-formationen i den nordøstlige del af oplandet, og Torkilstrup-formationen vest for Langvad Å. Disse to sandreservoirer har stor betydning for strømningsforholdene i oplandet.

Iltningsfronten i Karup er baseret på boredata fra ca. 120 boringer

Beliggenheden af iltningsfronten i oplandet til Karup Å er baseret på data fra cirka 120 boringer fordelt over oplandet. Disse er stammer dels fra boringer i DGU's boringsdatabase ZEUS (Gravesen og Fredericia, 1984), hvor farveskiftet umiddelbart kunne identificeres, dels manu-

el udtrækning af få udvalgte boringer fra DGU's borearkiv. Derudover har det været nødvendigt at suppleret de ovennævnte boringer med en række punkter, hvor profiludtegningerne umiddelbart har vist forekomst af miocæne aflejringer eller legemer af moræneler forholdsvis tæt på jordoverfladen. Sidstnævnte tilfælde er især forekommet i den sydlige del af oplandet.

I afsnit 2.3.2 beskrives nærmere den videre bearbejdning af de geologiske data.

2.2.7 Øvrige data

Vandføringsdata
fra Karup

Til kalibrering af SHE er der rekvireret data fra en række stationer i oplandet fra Hedeselskabet's Hydrometriske Undersøgelser. Station 20.05 Karup Å, Hagebro og station 20.06 Haderup Å, Haderup, har været benyttet til sammenligning med simulerede værdier. Den årlige afstrømning ved Hagebro er vist i Figur 7 i afsnit 2.3.1.

Vandføringsdata
fra Langvad

I Langvad Å er inkluderet data fra 8 vandføringsstationer for forskellige tidsperioder. St. 52.10 og 52.11, Kornerup Å øst og vest er benyttet i modelkalibreringen. Den årlige afstrømning fra disse to stationer under ét, er vist i figur 8.

Grundvandsstande
i Karup-oplandet

Cirka fyrrer boringer som tidligere er blevet benyttet i Karup-undersøgelsen (Miljøstyrelsen, 1983) har været benyttet som sammenligningsgrundlag for de simulerede grundvandsspejl. Data fra disse har kun kunnet fremskaffes frem til 1977. Kun boring DGU 76.1033, som ligger i Rabis Bæk-oplandet har indeholdt data fra undersøgelsesperioden. Denne boring har således

kunnet benyttes til en validering af modellens evne til at simulere den stigende grundvandsstand i den våde periode i starten af 1980'erne.

Vandindvinding,
Lejre Vandværk

Oplysning om større vandindvindinger i området er indhentet fra Københavns Vandforsyning. I DHI (1987) er beregnet den årlige middelindvinding for perioden 1977-80. Disse tal er benyttet i modelberegningerne.

2.3 Databearbejdning

2.3.1 Meteorologiske data

Arealnedbør be-
regnes for Karup

De målte nedbørsværdier er korrigeret for vind og wettingtab (Allerup og Madsen, 1979).

På grundlag af de ni stationer angivet i afsnit 2.2.2 er der beregnet daglige værdier af arealnedbøren for oplandene. Den årlige arealnedbør (figur 7) varierer i Karup-området mellem 642 og 1111 mm i henholdsvis 1976 og 1980. Nedbørs-serien fra 1969 til 1988 indeholder to markant forskellige perioder, en tør periode frem til 1978 og en våd periode i 1980'erne med årsmid-ler på henholdsvis 807 mm og 982 mm.

- og Langvad

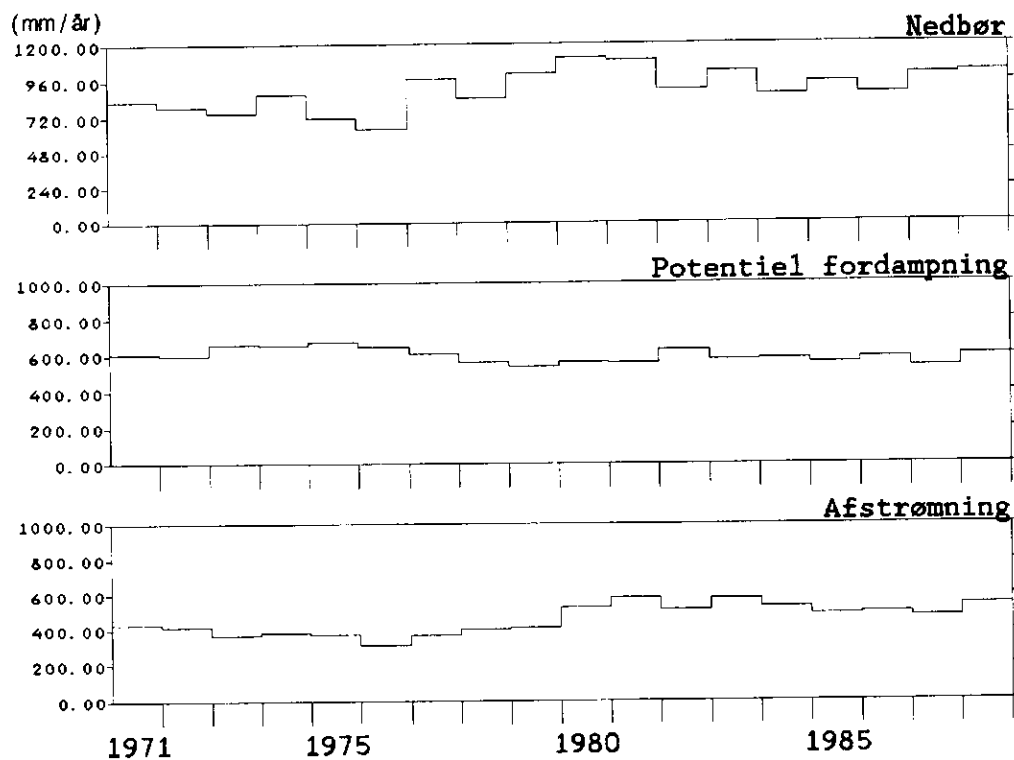
I Langvad Å-oplandet varierer den korrigerede arealnedbør i perioden 1978-1986 mellem 579 mm i 1985 og 677 mm i 1982 med et gennemsnit på 610 mm.

Potentiel for-
dampning

Den potentielle fordampning i de to oplande er estimeret på grundlag af modificeret version af Makkink's ligning (Aslyng og Hansen, 1982):

$$E_p = 0.7 s / (s + \gamma) R / \rho \quad (4)$$

hvor s er damptrykskurvens hældning ved tem-peraturen T ($\text{Pa } ^\circ\text{C}^{-1}$); γ er psykrometerkonstan-ten ($66.7 \text{ Pa } ^\circ\text{C}^{-1}$); R er globalstrålingen ($\text{MJ m}^{-2}\text{dag}^{-1}$); og ρ er vands fordampningsvarme (2465 MJ m^{-3}). Globalstrålingen er beregnet på grundlag af antallet af daglige solskinstimer samt daglig middeltemperatur, Iqbal (1983).



Figur 7

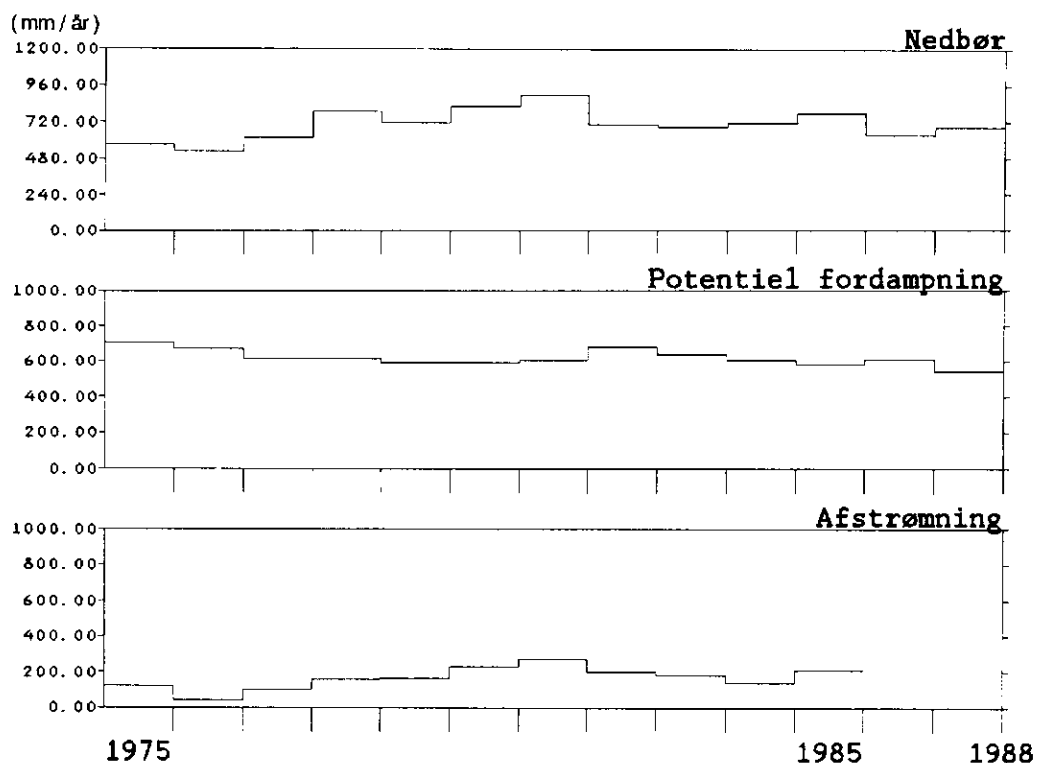
Nedbør og potentiel fordampning i Karup Å-oplandet samt afstrømningen fra oplandet målt ved Hagebro (St. 20.05, Karup Å).

Fordampningen korrigeres i forhold til kort græs

Lign. (4) er kalibreret for kort græs (S. Hansen, pers. kom.). For større områder med varierende vegetation, der hovedsageligt er højere end græs, må der forventes en højere E_p -værdi end de i lign. (4) beregnede. Den beregnede potentielle fordampning E_p , er derfor korrigeret med faktoren 1.1.

De ukorrigerede værdier for Karup Å-oplandet, stemmer fint overens dels med værdier beregnet på grundlag af data fra klimastationen i Rabis Bæk i 1988, dels med gennemsnitstal for hele perioden publiceret i Olesen (1990). Den årlige

potentielle fordampning er vist i figur 7 og 8 for henholdsvis Karup Å og Langvad Å.



Figur 8

Nedbør og potentiel fordampning i Langvad Å-oplandet samt afstrømningen fra oplandet målt ved St. 52.10, Kornerup Å.

2.3.2 Geologi

Geologiske lag digitaliseres og beskrives i tre dimensioner i Karup

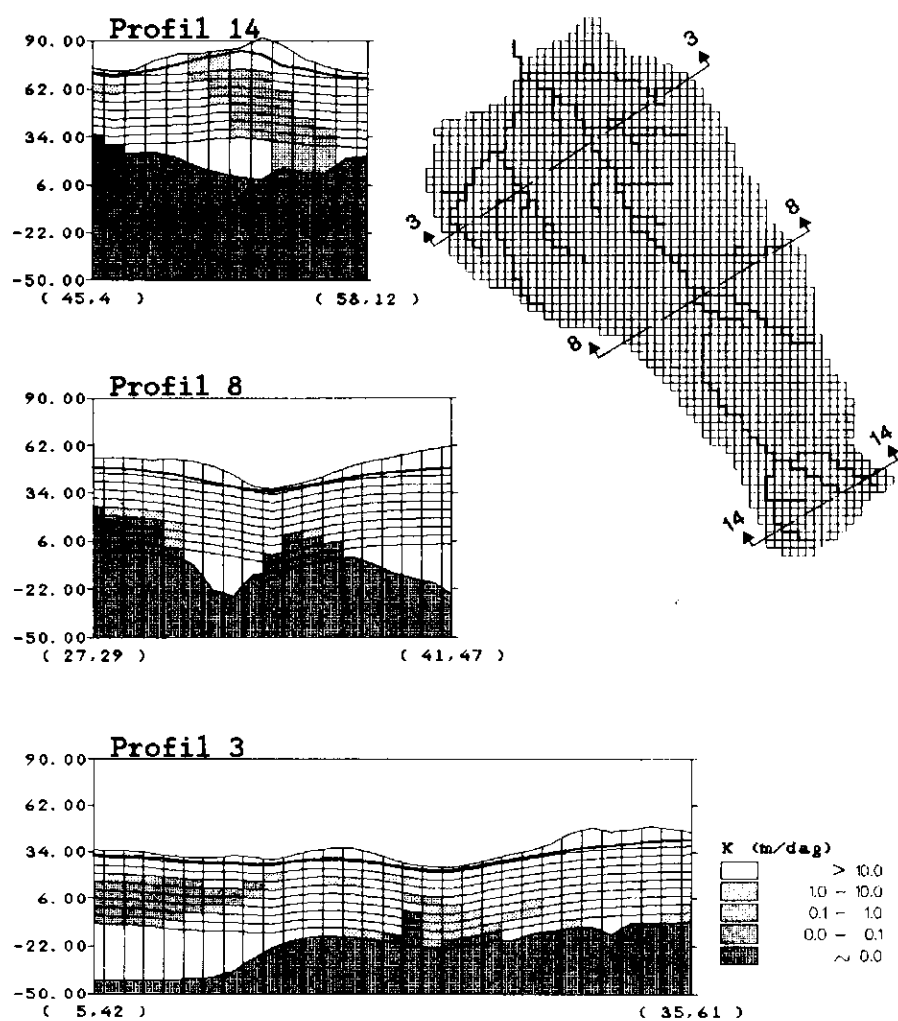
Betydelige geologiske lags afgrænsninger er digitaliseret fra profiludtegningerne (lodrette snit gennem oplandene). Den horisontale udstrækning af de enkelte legemer er skønnet på grundlag af deres forekomst i profilerne. Derefter er der foretaget en rumlig interpolation og en beregning af den hydrauliske ledningsevne

i hvert beregningspunkt (figur 9). Ud fra profilerne er der desuden fremstillet et kort over prækvatæroverfladen. I Karup danner denne i de fleste tilfælde nedre rand for grundvandsstrømningen. I de områder hvor der forekommer permeable miocæne aflejringer er disse lag inkluderet i strømningsområdet.

- og i Langvad

I Langvad Å er over- og undersiden af de store sand- og grusformationer blevet digitaliseret. Deres horisontale udstrækning er blevet kortlagt og en rumlig interpolation er foretaget. Specielt omkring Hedeland-formationen er der foretaget en række undersøgelser som har bidraget til fastlæggelsen af dens udbredelse og lagtykkelse (f.eks. Rasmussen, 1989, og Bondesen og Schrøder, 1981), og disse informationer er inddraget i interpolationen. Figur 10 viser modelnettet for Langvad med de enkelte lag angivet. Det prækvatære lag (bryozokalk og grønsandslag) er modelmæssigt antaget at være 10 meter dybt, og variationer i magasinets transmissivitet er beregningsmæssigt inkluderet i den numeriske værdi af den hydrauliske ledningsevne.

Som det fremgår af figur 10, er der opstillet en fire-lags model i Langvad Å systemet. De øverste 4.5 meter under terræn indeholder det frie grundvandsspejl. Derunder findes en morænelerszone ned til oversiden af sand - og grusreservoirerne. Under dette ligger igen en morænelerszone efterfulgt af det regionale grundvandsreservoir i kalken. I områder, hvor der ikke er sand - og grusreservoirer, er hele morænelerslaget delt i tre lige store lag. I de områder hvor der er direkte kontakt mellem



Figur 9

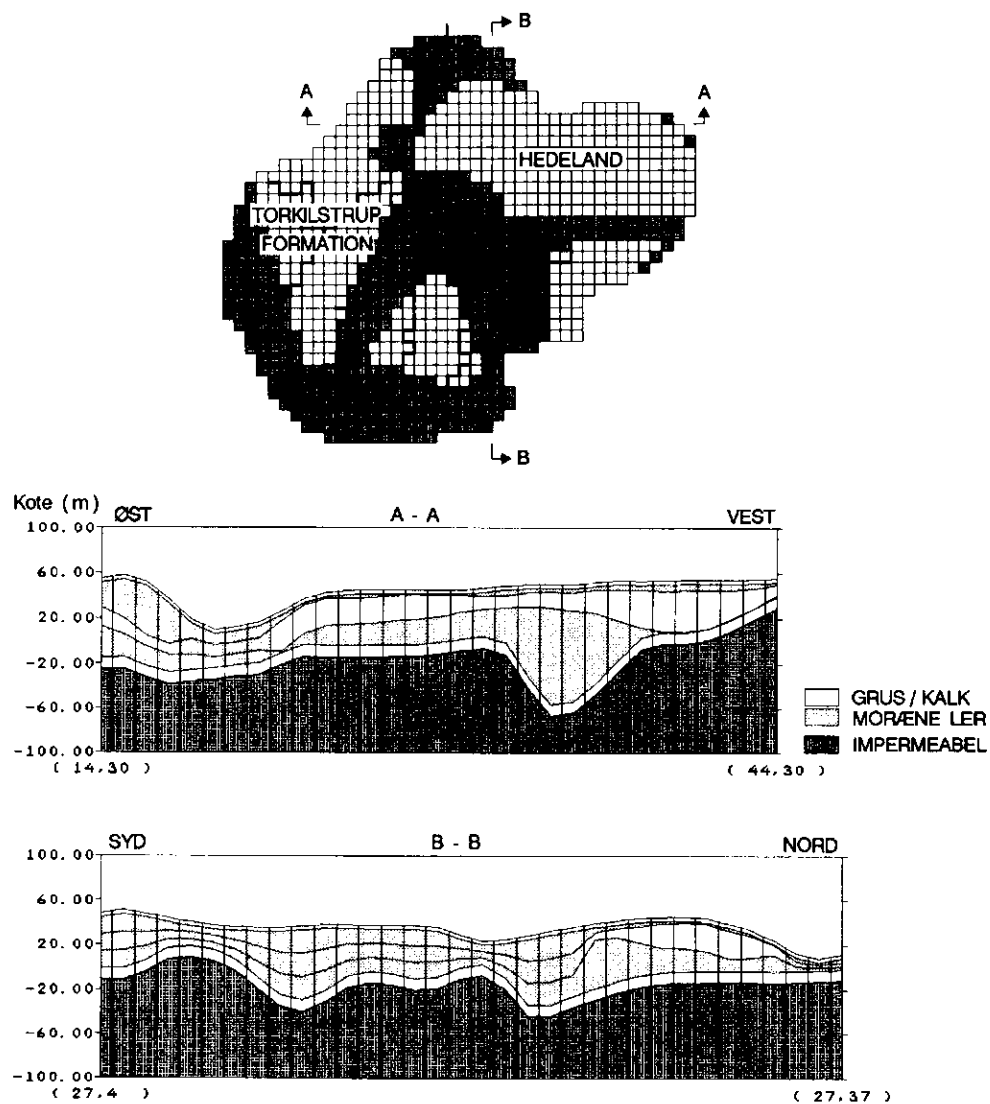
Modelopsætning for Karup Å-området med 10 lag i grundvandszonen.
Horizontal diskretisering er 500 m.

eksempelvis Hedelands-formationen og prækvartæren, er der indlagt et meget tyndt morænelerslag. Dette vil have ringe effekt på beregningsresultaterne, idet de hydrauliske ledningsevner i gruset og kalken vil være dominerende i den lodrette strømningsbeskrivelse i disse områder.

Der er ikke foretaget en hydrogeologisk tolkning af profilerne. Eksempler på værdier for hydraulisk ledningsevne i Karup Å oplandet er givet i Miljøstyrelsen (1983). Engesgaard og Jensen (1990a) finder værdier for hydraulisk ledningsevne i intervallet 10^{-4} - 10^{-3} m/s for henholdsvis fint- og grovkornet sand. I den regionale geologiske model er der ikke foretaget en opsplitning i flere kornstørrelsefraktioner for smeltevandssedimenterne. Der er kun benyttet en værdi, $5 \cdot 10^{-4}$ m/s, som er bekræftet gennem modelkalibreringen, ved at der er opnået overensstemmelse mellem simulerede og observerede gradienter i oplandet.

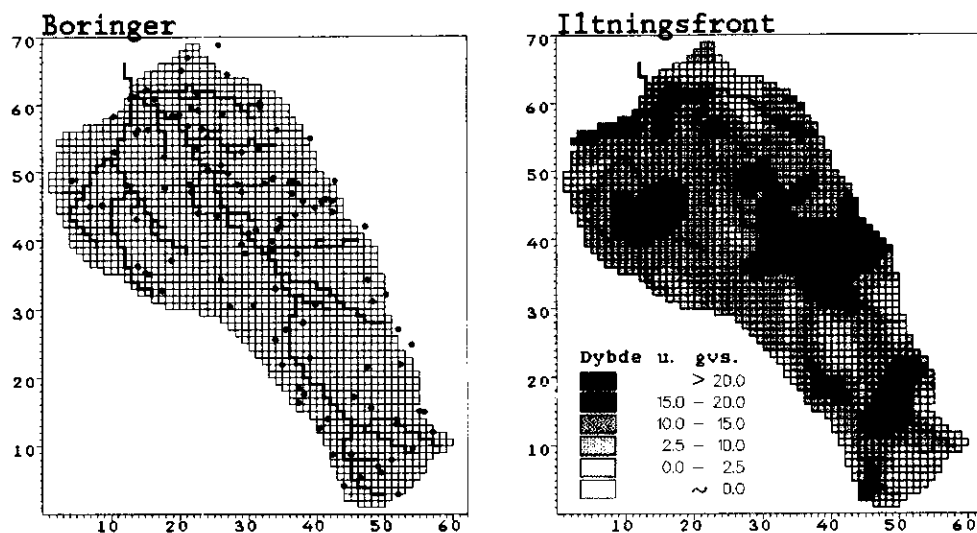
Iltningsfronten
placeres ved interpolation af
boredata

Iltningsfrontens placering i de enkelte beregningsceller er beregnet ved en interpolation. I figur 11 er vist dels placeringen af de enkelte punkter, som danner grundlag for interpolationen, og dels den estimerede dybde af oxidationszonen beregnet på basis af et givet grundvandsspejl. Det skal bemærkes, at det interpolerede billede af iltningsfronten er udglattet i forhold til de variationer, som man må antage der forekommer i oplandet på grundlag af de observerede værdier.



Figur 10

Modelopsætning for Langvad Å-området med angivelse af Hedeland-formationen og Torkilstrup-formationen. Horizontal diskretisering er 500 m.



Figur 11

Datagrundlag for estimation af iltfrontfladen i Karup Å-området, og den estimerede dybde under grundvandsspejlet.

2.3.3 Sædskifter og jordbehandlinger

I Karup er 15 sædskifter opstillet og fordelt i oplandet

På baggrund af de statistiske data fra Karup-området, samt oplysninger fra landbrugskonsulenterne i området (N.E.Hansen, P.H. Mathiasen og E. Sørensen, pers.kom), er opstillet 15 sædskifter (se tabel 1). Sædskifte 1-8, samt 15 er antaget at ligge på gårde med kvæg, mens sædskifte 9, og 14, samt, i den sidste del af perioden, sædskifte 10, modtager svinegødning. Dermed skulle der arealmæssigt være taget højde for både arealer beliggende hos svineavlerne, arealer forpagtet af disse, samt naboaftaler, se også sektion 2.3.4. Sædskifte 11, 12 og 13 er rene planteavls-sædskifter. Sædskifterne er opstillet sådan, at den i statistikken opgivne afgrødefordeling overholdes indenfor 5%, og sådan, at roer og græs fortrinsvis findes hos

kvægavlere. Kartoffler, byg og specialafgrøder findes fortrinsvis hos svine- og planteavlere. Desuden er almindelige regler for, hvor tit afgrøder som kartofler og roer forefindes i en mark, søgt overholdt.

Tabel 1

De 15 sædskifter, der er fordelt i Karup Å-oplandet.

ÅR	1	2	3	4	5	6	7	8	15	11	12	13	10	9	14
1988	V	Vi Hv	Roer	BmU	Græs	BmE	BmU	Græs	BmE	Byg	Ært	K	Vår R	Ært	K
1987	E	Ært	Græs	Roer	BmU	BmE	Byg	BmU	Græs	Vår R	K	Ært	Vi Hv	K	Byg
1986	D	Vi Hv	Græs	BmE	Roer	Byg	Græs	BmE	BmU	K	Byg	Vår R	Ært	Vi Hv	Byg
1985	V	Vår R	BmU	Græs	BmE	Roer	BmU	Græs	BmE	Vi Hv	Byg	Ært	K	Ært	Byg
1984	A	Byg	Roer	BmU	Græs	Græs	BmE	Græs	BmE	Byg	Ært	Byg	Vi Hv	Vår R	K
1983	R	Vi Hv	Græs	Roer	BmU	Græs	Byg	BmU	Græs	Byg	Byg	Vår R	Byg	K	Byg
1982	E		Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmE	BmU	Byg	K	K	Byg	Byg	Byg
1981	D	BmU	Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmE	K	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
1980	V	Roer	BmU	Græs	Græs	BmE	BmU	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg	Byg
1979	A	Græs	Roer	BmU	Græs	Græs	Byg	BmU	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K	K
1978	R	Græs	Græs	Roer	BmU	BmU	Græs	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Vi Hv	Byg
1977	E	BmU	Græs	Græs	Roer	Græs	BmU	Byg	Byg	Vi Hv	K	Byg	Byg	Byg	Byg
1976	G	Roer	BmU	Græs	Græs	Græs	Byg	Byg	Byg	B	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1975	R	Græs	Roer	BmU	Græs	BmU	Græs	Byg	Byg	B	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1974	Æ		Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmU	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Byg
1973	S	BmU	Græs	Græs	Roer	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Byg
1972		Roer	BmU	Græs	Græs	BmU	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1971		Byg	Roer	BmU	BmU	Byg	Græs	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1970		Roer	Byg	Roer	Byg	Græs	BmU	Græs	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
1969		Byg	Roer	Byg	Roer	Græs	Byg	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
1968		Roer	Byg	Roer	Græs	Græs	Græs	BmU	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
%	5	5	5	5	5	5	10	10	10	10	5	5	10	5	5
TYPE	***** KVEG *****									***** PLANTEAVL *****				**** SVIN ****	

ViHv: Vinterhvede VårR: Vårrops BmU: Byg med udlæg BmE: Byg med efterafgrøde K: Kartoffler

Jordbehandlings- Jordbehandlingerne, og ændringer i jordbehand-
beskrivelsen er lingenrne gennem perioden 1968-89, følger så
baseret på oplys- vidt muligt oplysningerne fra planteavlsskonsu-

ninger fra land-
brugskonsulenter
(Karup)

lenterne. I perioden 1968-72 efterfølges korn-
afgrøder af en skrælplojning og to harvninger i
september, samt en efterårsplojning i oktober.
Fra omkring 1974 vinder stubharvning og taller-
kenharvning indpas i stedet for skrælplojning
og harvninger, og fra omkring 1982 formindskes
stubbehandlingen. I løbet af de sidste fem år
er forårsplojning blevet mere populært, og ca.
halvdelen af arealet forårsplojes nu. Dette
mønster er forsøgt fulgt for de fleste af de
anvendte afgrøder, med artsspecifikke variatio-
ner.

Græsmarker ompløjes i begyndelsen af perioden
primært sent på efteråret, mens de i de senere
år ompløjes om foråret. For roer antages det,
at 2/3 af arealet har været forårsplojet og 1/3
efterårsplojet af hensyn til udbringning af
staldgødning, mens størstedelen af arealet nu
er forårsplojet.

Uoverensstemmel-
ser i data for
Langvad Å

For Langvad Å-oplandet synes der at være en del
uoverensstemmelser mellem de forskellige sta-
tistiske opgivelser, der har nødvendiggjort en
række skøn. Gartnerier, der i amtsstatistikken
udgør ca 10% af bedrifterne dækker kun et lille
areal i det undersøgte opland, og er ikke med-
taget separat. Antallet af hornkvæg samt deres
arealmæssige betydning i Langvad Å-oplandet er
sandsynligvis mindre end de 10% der opgives for
Roskilde amt. I Syv-bæk området er registreret
ca 0.1 stk. kvæg/ha, mens det for kommunerne
ligger på 0.1-0.4 stk kvæg/ha. Ifølge de lokale
konsulenter (H. Aagaard og K. Madsen, pers.
komm.) er arealet der vil være påvirket af svi-
nehold sandsynligvis undervurderet.

15 sædsifter er
opstillet og for-

Med disse modifikationer af de statistiske op-
lysninger, samt på baggrund af de øvrige oplys-

delt i Langvad-oplandet	ninger for området er opstillet 15 sædskifter, se tabel 2). Sædskifte 1-3 og 10 tildeles svinegødning. Svinegødning påvirker dermed et større areal (20%) end det i statistikken opgivne (ca. 10% på baggrund af bedriftsantal). Dette skulle tage højde for levering af gødning til naboer o.l. Sædskifte 5 og 6 tildeles kvæggødning. Kvæg-sædskifterne indeholder roer og en del græs. Den resterende mængde græs findes på svinebedrifter der også indeholder en del byg. Resten af afgrøderne (vinterhvede, vinterbyg, vinterraps, vårraps, ært og græsfrø er forsøgt uddelt under hensyntagen til oplysninger om sædskifter fra de lokale landbrugskonsulenter.
Jordbehandlingen foregår primært om efteråret i Langvad	Jordbehandlingen foregår om efteråret (på grund af jordtypen). Vårafgrøder stubharves i september og der efterårspløjes sidst i oktober, først i november. Jordbehandling til vinterafgrøder finder sted hurtigst muligt efter høst af den foregående afgrøde. Også frøgræs ompløjes om efteråret. Af samme årsag udbringes staldgødning om efteråret, hvorimod ajle kan udbringes om foråret eller, for græs, om sommeren.
Halmnedmuldning er en udbredt praksis i Langvad	I Langvad-oplandet er nedmuldning af halm fra korn, frøgræs, ærter og raps en ret almindelig praksis. Ifølge en undersøgelse udført af de lokale konsulenter nedmuldedes 56% af halmen fra disse afgrøder i 1988. Det er antaget, at arealet med denne praksis er steget lineært fra 0% i 1980 til 56% i 1988.
Ikke alle afgrøder kan simuleres med DAISY	For Karup Å-oplandet er der et modelmæssigt problem i at DAISY ikke kan simulere vækst af bælgeplanter som ært og kløver, så vækstmæssigt

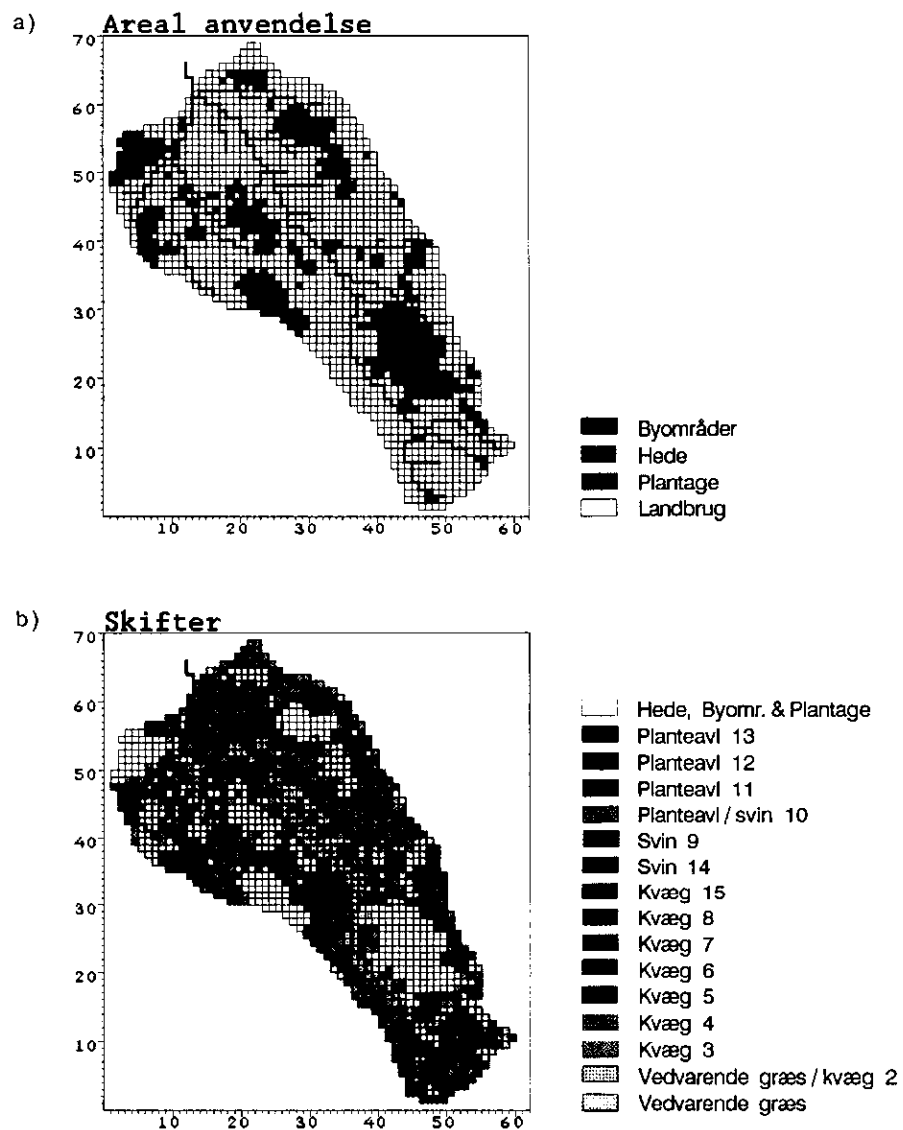
Tabel 2

De 15 sædskifter, der er fordelt i Langvad Å-oplandet.

ÅR	1	2	3	10	4	5	6	7	8	9	11	12	13	14	15
1988	Byg	VårR	Byg	Byg ^N	Græs	VårR	ViR ^N	GrF	ViHv ^N	Ært ^N	Byg ^N	ViHv ^N	Byg ^N	ViHv ^N	ViHv
1987	ViHv	ViHv	Græs	ViR ^N	BmJ	Byg	GrF ^N	BmJ	Ært ^(N)	ViHv ^N	ViHv ^N	VårR ^N	ViHv	Byg ^N	Byg
1986	Byg	ViHv	Græs	Ært ^(N)	Byg	Byg	GrF	VårR ^N	ViHv ^N	ViR ^N	VårR ^N	Byg	ViHv ^N	ViHv ^N	Byg
1985	Byg	VårR	BmJ	Byg ^N	Byg	Græs	BmJ	Ært ^(N)	ViHv ^N	GrF ^N	Byg ^N	ViHv	Byg	VårR ^N	ViHv
1984	ViHv	ViHv	Byg ⁺	Byg ^N	Byg	Græs	Byg ^N	Byg ^N	VårR ^N	GrF	ViHv ^N	VårR	Byg	ViHv	ViHv
1983	Byg	ViHv	Byg	VårR	Græs	BmJ	Byg ^N	ViHv ^N	GrF ^N	BmJ	VårR	Byg ⁺	ViHv	ViHv	ViHv
1982	Byg ⁺	VårR	Byg ⁺	Byg	Græs	Roer	ViHv ⁺	Byg ^N	GrF	VårR ^N	Byg	ViHv	ViHv	Byg ⁺	Byg ⁺
1981	Byg ⁺	Byg ⁺	Byg ⁺	Byg ⁺	BmJ	Græs	Byg ⁺	GrF	BmJ	Byg ⁺	ViHv	VårR	Byg ⁺	ViHv	Byg ⁺
1980	Byg ⁺	ViHv	Græs	Byg ⁺	Roer	BmJ	Byg ⁺	GrF	Byg ⁺	Byg ⁺	VårR ⁺	Byg ⁺	ViHv	Byg ⁺	Byg ⁺
1979	Byg ⁺	VårR ⁺	Græs	Byg ⁺	Byg ⁺	Roer	GrF	BmJ ⁺	ViHv	Byg ⁺	Byg ⁺	ViHv	Byg ⁺	Byg ⁺	Byg ⁺
1978	Byg ⁺	Byg ⁺	BmJ ⁺	Byg ⁺	Roer	Græs	GrF	Byg ⁺	VårR ⁺	ViHv ⁺	Byg ⁺	Byg ⁺	ViHv ⁺	Byg ⁺	Byg ⁺
X	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	10	10	10	10
TYPE	***** SVJN *****				*** KVEG ***			***** PLANTEAVL *****							

ViHv: Vinterhvede VårR: Vårrops ViR: Vinterraps BmJ: Byg med udlæg GrF: Græs til frø +: tildelt flydende ammoniak
 N: Halm nedmuldet *: Simulering af ViHv tvivlsom p.gr. af initialiseringstidspunktet

har det været nødvendigt at beskrive ærter som byg og kløvergræs som græs. Gødningstildelingerne er dog ændret, se afsnit 2.3.4. I Langvad Å-oplandet er der problemer med ært, frøgræs og vinterraps, idet grunddata for disse modeller endnu ikke er tilgængelige. Ærter simuleres derfor som beskrevet for Karup. Vinterraps er søgt beskrevet ud fra de eksisterende beskrivelser af raps og vinterhvede. Frøgræs simuleres ved hjælp af en modificeret vinterhvede-beskrivelse (med ændrede parametre for temperatursummer og høstindex), og græs-modellen. Arealet af disse afgrøder udgør i begyndelsen af perioden kun ca. 5% stigende til ca. 15% i periodens sidste 3 år. Udsivningen fra dette areal må betegnes som meget usikkert simuleret.



Figur 12

- (a) Arealanvendelse i Karup Å-oplandet
- (b) Fordelingen af sædskifter på oplandets landbrugsareal

Sædskifter fordeles i Karup-oplandet på basis af lokale oplysninger

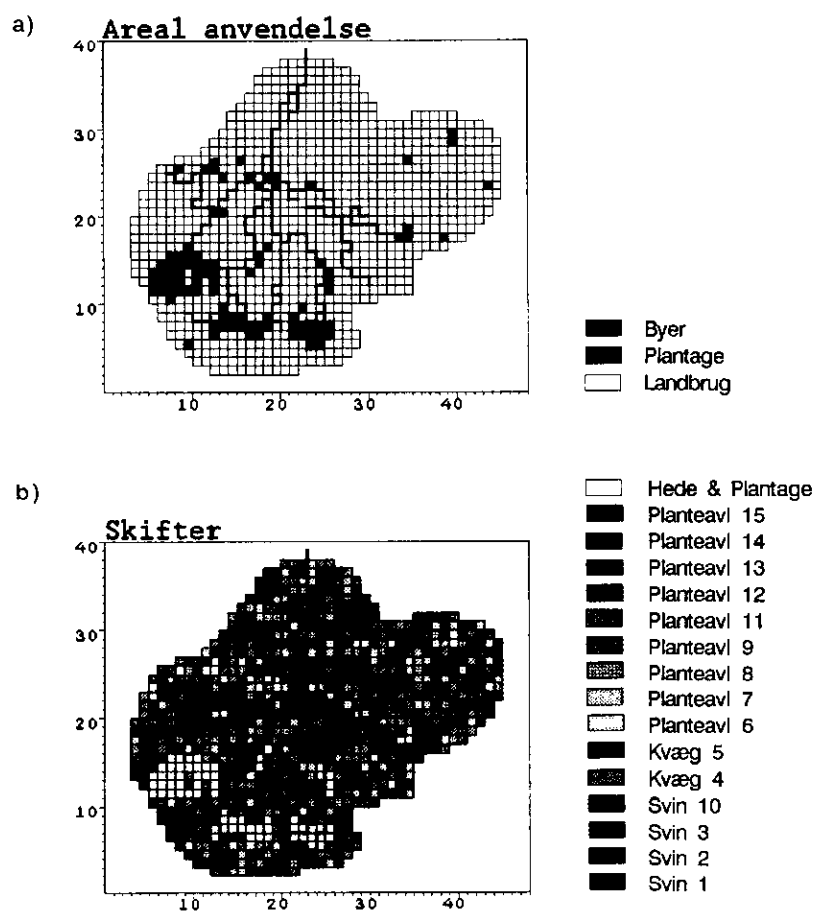
Ifølge de lokale konsulenter i Karup Å-oplandet findes størstedelen af svineavlerne i den sydlige del af området, hvorfor sædskifte 9 og 14 primært er lagt her. De vedvarende græsarealer findes fortrinsvis i områder med højt grundvandsspejl. Disse områder er identificeret ved foreløbige kørsler med den hydrologiske oplandsmodel SHE, og områderne er søgt verificeret på lokalkort, med god overensstemmelse. De øvrige sædskifter er fordelt tilfældigt ud over det resterende landbrugsområde, se figur 12.

I Langvad er sædskifterne tilfældigt fordelt i oplandets landbrugsområde, se figur 13.

2.3.4 Gødningstildelinger

Hysdyrgødningen udsprede på 12 sædskifter i Karup

I Karup Å-oplandet er den beregnede mængde kvæggødning som nævnt tildelt som ajle og staldgødning indtil 78/80, og derefter som gylle. Ajlen er givet til græs og roer, mens den faste gødning fortrinsvis er fordelt til roer og byg. Svineajle spredes ud på græsmarker, mens den faste gødning tildeles kartofler og byg. Svinegyllen, der spredes i den sidste del af perioden, anvendes også på raps, vinterhvede og bælgplanter. Antallet af svin, og jordtilliggendet for gårde med svin gav ved første øjekast indtryk af en meget stor belastning, men efter diskussioner med de lokale konsulenter synes dette ikke at svare til virkeligheden. Svineavlerne råder over en del forpagtede arealer, og har aftaler med planteavlere om levering af gødning. Idet gødningen spredes over ca 20% af det totale landbrugsareal (skifte 9, 10 og 14) kommer de udsprede



Figur 13

- (a) Arealanvendelse i Langvad Å-oplandet
- (b) Fordeling af sædskifter på oplandets landbrugsareal

mængder til at variere fra ca 15 t/ha til ca. 40 t/ha, de lave tal fortrinsvis for kartofler, de høje for raps og ca. 25-35 t/ha for korn-afgrøder (se tabel 3).

Der er ikke i fuldt omfang taget hensyn til hvor store mængder gødning der kan være tilstede om foråret og om efteråret, og om dette svarer til tildelingstidspunkterne.

Tabel 3

Fordeling af husdyrgødning til afgrøder i Karup-oplandet, t/ha.

ÅR	***** KVEG *****			** KVEG, SVIN **		***** SVIN *****			
	ROER GYLLE	ROER	BYG GYLLE	GRES I OMDR. GYLLE	VEDV. GRES GYLLE	BYG GYLLE	KARTOFL. GYLLE	ANDET GYLLE	AFGRØDE
1988	90	-	30	30	15	-	15	20 40	ÆRT VÅR R
1987	90	-	30	30	15	30	15	35	VI HV
1986	90	-	30	30	15	30	-	15 38	ÆRT VI HV
1985	90	-	30	30	15	37	19	37	ÆRT
1984	90	-	30	30	15	-	15	40 26	VÅR R VI HV
1983	100	-	30	30	15	29	15	-	-
1982	100	-	30	30	15	27	-	-	-
1981	100	-	32	30	15	29	-	-	-
1980	100	-	32	30	15	36	18	-	-
1979	100	-	33	30	15	45	23	-	-
	STALDG.	AJLE	STALDG.	AJLE	AJLE	STALDG.	STALDG.	STALDG.	
1978	75	30	30	33+16	15+8	27	-	-	-
1977	75	30	26	30+16	15+8	25	-	-	-
1976	70	25	25	30+16	15+8	33	16	-	-
1975	65	25	24	28+15	10+8	32	16	-	-
1974	65	20	24	28+16	13+8	26	-	-	-
1973	60	20	22	25+16	13+8	28	-	-	-
1972	60	20	19	23+16	11+8	37	19	-	-
1971	60	20	18	23+16	19+8	35	17	-	-
1970	55	20	15	23+16	10+0	25	-	-	-
1969	50	20	15	23+16	10+0	25	-	-	-
1968	50	20	15	23+16	10+0	25	-	-	-

- og på 6 sæd-
skifter i Langvad

I Langvad Å-oplandet er den beregnede mængde staldgødning indtil 1984 givet som staldgødning og ajle. Derefter er en stigende mængde af svi-
negødningen givet som gylle. For kvæg er stald-
gødningen fortrinsvis givet til roer og byg.
Grundet det lille areal bliver tildelingerne af
staldgødning til byg temmelig høje i 1983-85.
Ajlen fordeles til græs og roer (se tabel 4).

Tabel 4

Fordeling af husdyrgødning til afgrøder i Lang-
vad-oplandet, t/ha.

År	***** Kvæg *****					***** Svin *****				
	Roer		Byg		Vår- raps	Græs		Byg		
	Std. gød.	Ajle	Std. gød.	Ajle	Std. gød.	Ajle, kvæg	Ajle, svin	Std. gød.	Ajle	Gylle
1988					35	30				28
1987			20	15		4	30			
1986			23	15		9	30	25		
1985			51			44		21		19
1984			53			45		14		21
1983			55			47		12		20
1982	59	25				25		11		22
1981			59			51		15		23
1980	58	40				10	20	21		25
1979	62	38				15	20	21		20
1978	68					29		15		22

År	***** Svin *****								
	Vinterhvede			Vår-raps			Vinterraps	Ært	
	Std. gød.	Ajle	Gylle	gød.	Ajle	Gylle	Std. gød.	Gylle	Gylle
1988				14	21				
1987			30				20	16	
1986	5	18				40			14
1985				10	29				
1984	14	21							
1983	15	20		15	25				
1982				25	20				
1981									
1980	21	25							
1979				21	30				
1978									

Svinegødningen fordeles som nævnt på 20% af totalarealet. Derved undgås at de udbragte mængder bliver urimeligt høje. Gødningen (fast gødning+ajle/gylle) anvendes på byg, vinterhvede, vårraps, vinterraps og ært, hvorimod græs kun modtager ajle. På trods af, at gødningen udbringes på et væsentligt større areal end det, der fremgår af bedriftsstatistikken er det ofte nødvendigt at tildele 40 t gødning til en afgrøde for at få den estimerede mængde forbrugt.

Handelsgødnings-
tildelingen vari-
erer med afgrøde
og sædskifte

Handelsgødningsmængderne er fastsat ud fra det gennemsnitlige forbrug pr. ha for henholdsvis Ringkøbing og Roskilde amter samt afgrøde- og arealfordelingen. Først er antaget en tildeling til hver type afgrøde, og derefter er de antagne mængder justeret, indtil gennemsnittet svarer til det gennemsnitlige forbrug. De anvendte mængder er vist i tabel 5 og 6. I begyndelsen af perioden tildeles gødningen i Langvad-området primært som flydende ammoniak.

Kvælstofbidrag
fra atmosfæren

Udover den tildelte gødning tager DAISY hensyn til et kvælstofbidrag fra atmosfæren gennem parametre, der beskriver et grundbidrag og for deposition som funktion af nedbøren. I Karup varierer bidraget fra 21-34 kg N/ha/år i simuleringsperioden, med en gennemsnitlig deposition på ca. 28 kg. I Langvad varierer depositionen mellem 21 og 27 kg N/ha med et gennemsnit på ca. 24 kg.

Tabel 5

Fordeling af forbrugt handelsgødning for Karup Å-oplandet, kg N/ha
 "Registreret forbrug" stammer fra DLG's gødningsstatistik for de pågældende år.

ÅR	RØR		BmJ		BYG		BYG		KARTOFEL		KARTOFEL		GRIS		VI HV		VI HV		VAR R		VAR R		GSM.		REGISTRERET FORBRUG GSM.																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																					
	STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN	ÅZ STGDN

INGEN TILDELING AF HANDELSGØDNING TIL VEDVARENDE GRÆS OG BELOPLANTER.

STGDN: Staldgødning; ÅZ: Areal i pct. af Landbrugsarealet; BmJ: Byg med udlæg; VIHV: Vinterhvede; VAR R: Vårgræs

Tabel 6

Fordeling af forbrugt handelsgødning for Langvad Å-oplandet, kg N/ha.

"Registreret forbrug" stammer fra DLG's gødningsstatistik for de pågældende år.

År	BmJ + STGDN ÅZ	BmJ - STGDN ÅZ	BYG + STGDN ÅZ	BYG - STGDN ÅZ	Vi Hv + STGDN ÅZ	Vi Hv - STGDN ÅZ	Vår Raps + STGDN ÅZ	Vår Raps - STGDN ÅZ	Vi Raps + STGDN ÅZ	Vi Raps - STGDN ÅZ	Græs + STGDN ÅZ	Græs - STGDN ÅZ	Roer + STGDN ÅZ	Krt	GMSN	Registr. forbrug	
																Kbhvn./ Frb. & Roskilde Amt	Sjælland- Lolland- Falster & Møn
1988			85	15	115	20		165	35	100	10	120	5	210	5	0	130
1987	40	5	77	5	85	20	135	10	170	25		120	5	240	5	0	124
1986			71	15	101	20	140	5	180	25	100	5	170	10	230	5	134
1985	55	5	85	5	70	25	100	10	180	25	100	5	160	10		0	128
1984			63	15	93	20	100	10	160	30		120	5	240	5		
1983	60	5	90	5	77	10	107	15	140	5	175	35	100	5	170	10	127
1982			80	15	110	35		180	25	100	5	170	5			140	140
1981	75	5	105	5	90	20	121	30				120	5	240	5	120	133
1980	70	5			85	10	115	45	140	5	170	10				132	132
1979			100	5	90	15	120	45				120	5	260	5	120	130
1978	65	5			80	15	110	45				120	5	300	5	120	132
									180	5		120	5	300	5	120	128

STGDN: Husdyrgødning; ÅZ: Areal i procent af landbrugsarealet

Specielle gødningstildelinger til N-fikserende afgrøder

Afgrøder som bælplanter og kløvergræs udgør et særligt problem, da nitratfikserende planter ikke kan modelleres af DAISY. Græsset tildeles derfor ca. 75 kg kvælstof ekstra (ud over det registrerede forbrug), dog afstemt sådan, at den samlede mængde ikke overskrider 350 kg. Bælplanterne, der antages ikke at modtage handelsgødning, tildeles ca. 80 kg N ekstra i begyndelsen af vækstsæsonen. Effekten af ærtehalm og rødder er søgt beskrevet ved en tildeling af 20 t gylle ved høst.

Langvad-oplandet indeholder iflg. de lokale konsulenter meget lidt kløvergræs, hvorfor der ikke tildeles ekstra kvælstof som kompensation for denne faktor. Ærter simuleres som for Karup-oplandet.

Stigende handelsgødningsforbrug i Karup p.gr.a. ændret afgrødefordeling

De stigende tildelinger af gødning, der afspejles i det gennemsnitlige forbrug pr. ha i Ringkøbing amt, skyldes primært indførsel af mere gødningsforbrugende arter som vårraps og vinterhvede. Desuden har der været en stærk stigning af arealet af industrikartofler på bekostning af arealet af spisekartofler (industrikartoflerne modtager ca. 60 kg N/ha mere end spisekartofler). I perioden er der også sket en stigning i arealet af græs på bekostning af kløvergræs. Denne ændring slår ikke så kraftigt igennem i modelleringen grundet den ekstra tildeling af kvælstof (fra luften) til kløvergræs i modellen.

Ingen trends i handelsgødningsforbruget i Langvad

For Roskilde amt synes variationen i det gennemsnitlige forbrug af handelsgødning mest at være en funktion af vejret i de pågældende år. Der er ingen tydelige trends indenfor den betragtede periode.

2.3.5 Konsekvensanalyser for Karup-oplandet

I forlængelse af de konstruerede sædskifter (1968-88) er lagt et antal konsekvensberegninger. Tre situationer er forsøgt belyst:

- k1: Al husdyrgødning forårsudbringes. Denne praksis har vundet større udbredelse i løbet af 80'erne, og kun ganske få sædskifter er ændret væsentligt (10, 14).
- k2: Så mange grønne marker som muligt er indført. De forårssåede kornafgrøder er med udlæg, og efter ærter sås græs.
- k3: Staldgødningen fordeles til alle marker, dvs. også til "planteavl"-skifterne. Dette slår især igennem på skifterne 3-6 og 9-14.

Klimadata for perioden 89-94, hvor konsekvenskørslerne foretages, er en gentagelse af perioden 1983-88. For de fleste sædskifter er afgrødefølgen også gentaget. For sædskifte 3-6 var det dog nødvendigt at repetere sædskitefølgen 82-87 for at få serierne til at hænge sammen. For den samlede bedømmelse af disse 4 sædskifter betyder denne ændring dog meget lidt. 1989 anses for at være et overgangså, hvorfor resultaterne ikke anvendes.

3. Resultater

3.1 Karup Å-oplandet

3.1.1 Nitratudvaskning fra rodzonen

Tabel 7 viser resultatet af udvaskningsberegningerne for de 15 sædskifter for perioden 1969 til 1988, dels med gennemsnit for de forskellige skifter og dels med gennemsnit for de enkelte år. Blokdiagrammerne i figur 14 viser udvaskningen for de enkelte sædskifter på 4-månedsbasis (Jan.-Apr., Maj-Aug., Sep.-Dec.). De på figuren angivne tilførsler angiver kun tilførsler som NO_3^- -N eller NH_4^+ -N, og inkluderer ikke mængden af N bundet i staldgødning, der først skal mineraliseres.

Store forskelle i udvaskning mellem forskellige sædskifter

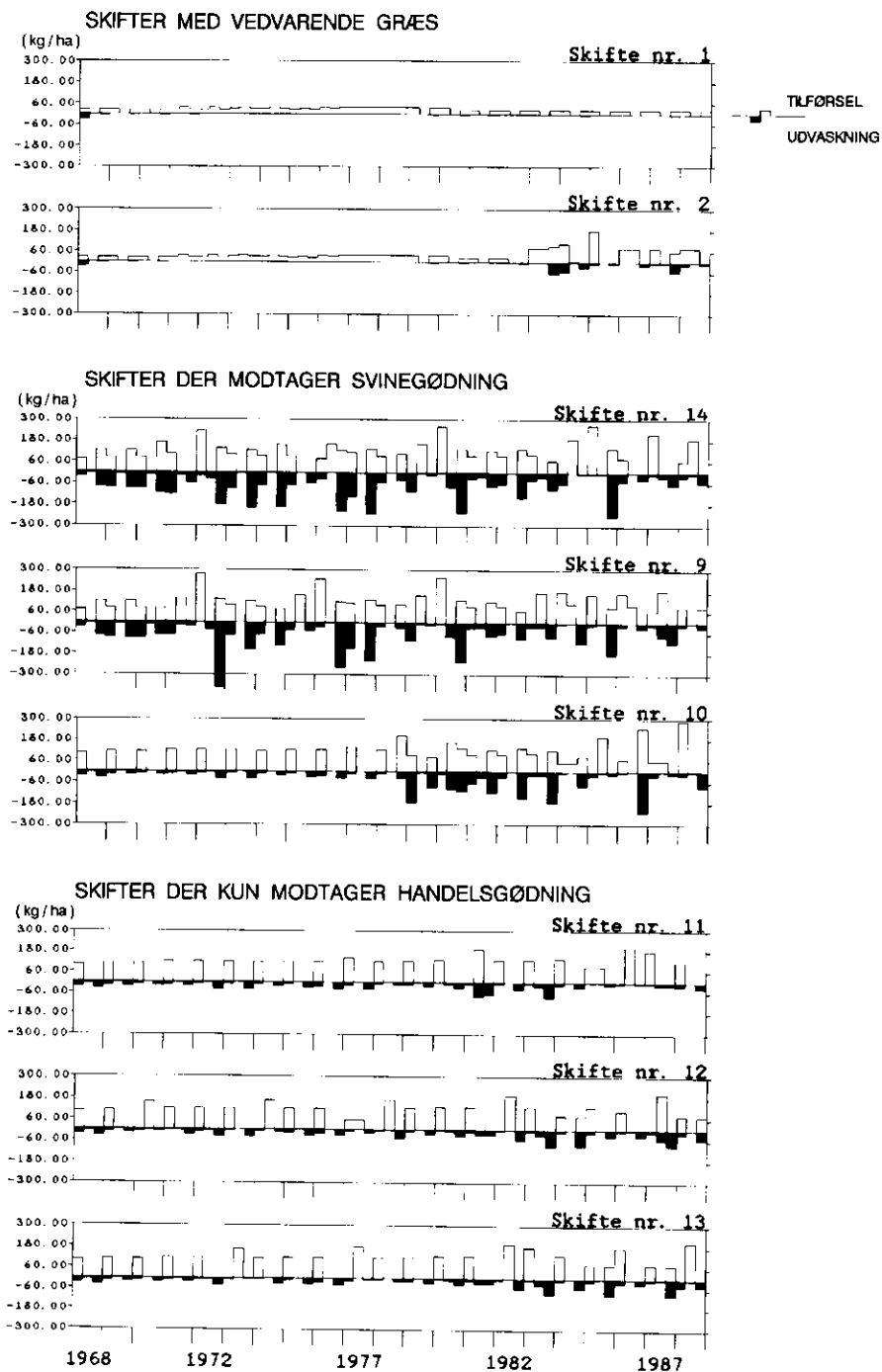
Der er store forskelle mellem udvaskningen fra de enkelte skifter, afhængigt af afgrødeforordningen og gødningstypen. Sædskifte 1 samt 2 op til 1981 afspejler situationen under vedvarende græs, der kun modtager ajle/gylle. Her ligger udvaskningen på ca. 2 kg NO_3^- -N/ha. Sædskifterne 3-6 er kvægbrugsskifter med roer og græs. Beregningerne viser her en gennemsnitlig udvasket mængde mellem 97 og 117 kg NO_3^- -N, især koncentreret i de år, hvor der dyrkes roer. Dette er en følge af de ret store husdyrgødningsmængder der udbringes til roerne. Sædskifterne 7, 8 og 15 er også kvægbrugsskifter, men de indeholder mere græs end 3-6 og ingen roer. Den gennemsnitlige udvaskning varierer fra 26 til 71 kg NO_3^- -N/ha/år.

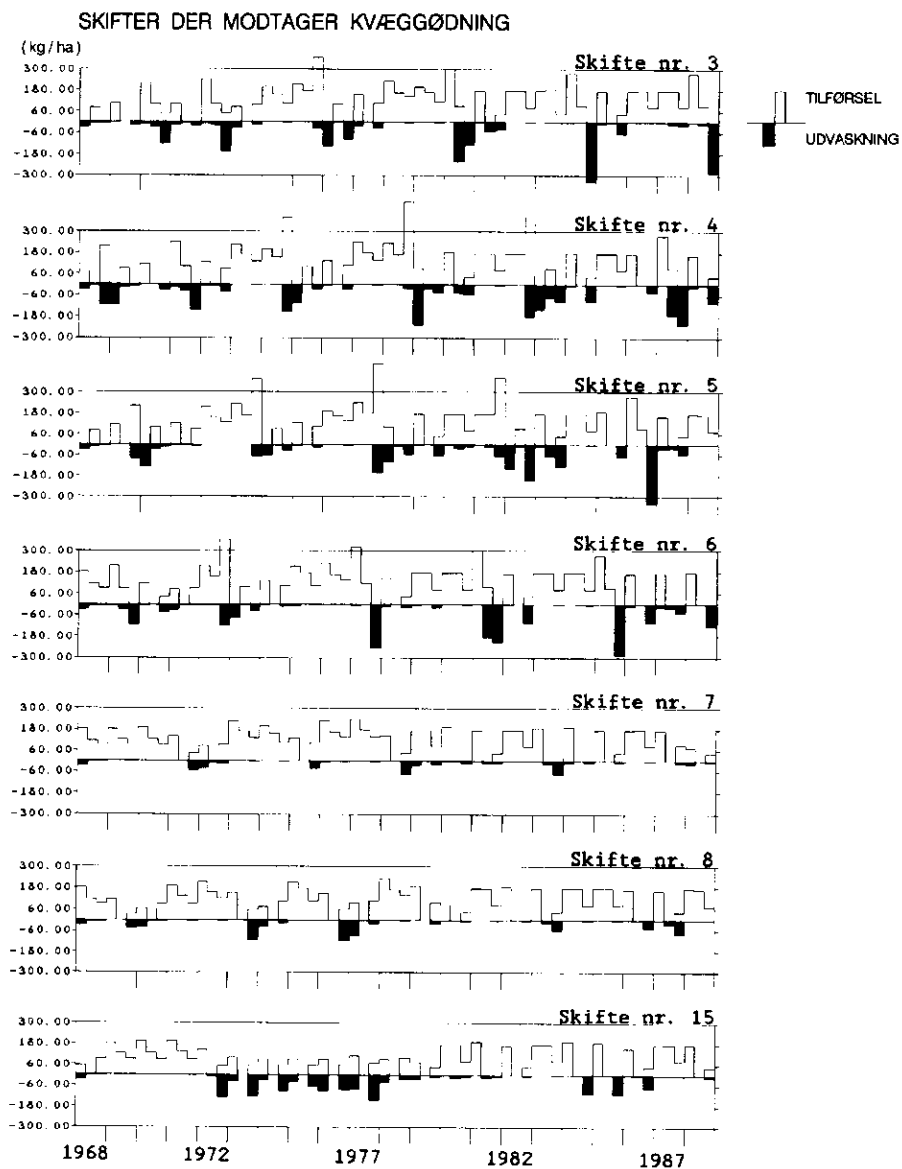
Tabel 7

Årlige udvaskninger (kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$) for sædskifterne i Karup Å-oplandet. Numrene svarer til sædskiftenumrene i tabel 1. Det beregnede gennemsnit for sædskifterne er vægtet i forhold til arealfordelingen.

År	Sædskifte														års-gnsn.	periode-gnsn.
	1	2	3	4	5	6	7	8	15	11	12	13	10	9	14	
1969	3	3	25	140	87	150	4	47	4	42	42	42	42	190	190	57
1970	3	3	167	40	169	51	3	53	4	36	36	36	36	179	220	58
1971	3	3	54	198	13	40	57	4	3	38	43	38	38	108	199	49
1972	2	2	197	57	3	125	73	3	138	59	61	59	59	421	239	91
1973	2	2	53	4	71	110	3	111	164	48	49	18	49	237	294	79
1974	2	2	3	152	96	16	3	55	125	35	23	39	35	206	268	66
1975	2	2	40	130	20	13	45	3	106	41	54	42	42	92	130	50
1976	2	2	232	30	4	4	12	119	178	60	58	60	60	286	256	90
1977	2	2	51	4	165	252	4	111	225	58	30	24	58	369	370	109
1978	2	2	3	22	163	30	78	3	67	24	62	24	48	57	96	45
1979	2	2	4	298	71	26	46	22	34	39	40	42	269	123	126	78
1980	3	3	349	107	34	4	16	14	32	49	50	49	224	314	312	95
1981	3	3	104	4	80	402	22	3	23	163	65	65	219	132	133	93
1982	2	7	4	179	355	109	4	9	9	46	63	63	176	157	205	82
1983	3	66	6	304	207	5	90	75	5	121	129	130	215	129	150	107
1984	2	73	342	104	3	3	23	3	106	38	102	65	87	124	72	70
1985	2	13	78	3	73	287	6	2	111	19	49	106	41	198	252	71
1986	1	17	2	42	340	111	2	43	76	14	42	47	236	49	86	74
1987	2	66	30	399	97	85	14	101	4	41	157	109	43	204	103	83
1988	2	23	296	115	3	128	22	3	12	53	73	80	104	39	83	61
Gnsn.	2	15	102	117	103	97	26	39	71	51	61	57	104	181	189	75

Skifterne 9, 14 og sidst i perioden også nr. 10 er svineavlssædskifter, domineret af byg og kartofler. Udvasningen er her i størrelsesordenen 180-190 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha/år}$, dels på grund af husdyrgødningens mineralisering over året, og dels på grund af byggens korte vækstperiode.





Figur 14

Udvaskning ($\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$) fra de forskellige sædskifter, beregnet ved hjælp af DAISY og opgjort for 4-måneders-perioder. Den angivne tilførsel indbefatter kun handelsgødning og den allerede mineraliserede del af husdyrgødningen. Organisk bundet kvælstof, der skal mineraliseres, er ikke inkluderet.

Skifterne 11-13 er planteavlsskifter med en gennemsnitlig udvaskning svingende mellem 51 og 61 kg NO_3^- -N/ha/år.

Mineraliseringens størrelse afhænger af gødnings-typen og mængden

Mineraliseringen og mængden af N optaget af planter varierer naturligvis også mellem skifterne. Mineraliseringen i planteavlsskifterne er som forventet lidt mindre end mineraliseringen i de skifter, der modtager svinegødning. Denne er igen mindre end mineraliseringen i de kvægavlsskifter, der indeholder roer, og derfor modtager store mængder staldgødning. Den planteoptagne N-mængde er dels afgrødeafhængig og dels klima-afhængig. Optagelsen i tørre år er generelt mindre end for samme afgrøde i en fugtigere periode.

I Karup er kvælstofudvaskningen fra rodzonen faldet 20% siden 1984

Der er beregnet en gennemsnitlig udvaskning for perioderne 1970-74, 1975-79, 1980-84, og 1985-88. Sættes udvaskningen i 1980-84 til 100%, udgør udvaskningen i de andre perioder henholdsvis 77%, 83% og 81%. Der synes altså at være et fald i udvaskningen sidst i 1980'erne på knap 20% i forhold til tidspunktet hvor NPo-betænkningen blev udarbejdet. Dette skal ses på baggrund af et fald i mængden af tilstedeværende husdyrgødning på ca. 11%, og et lille fald i mængden af anvendt handelsgødning. Det sidste beror dog mest på at udvaskningen i vinterhalvåret har været lidt mindre end først i 1980'erne, hvilket også fremgår af kvælstofprognoserne fra landskontoret for planteavl. Desuden er faldet i udvaskning en funktion af at der er kommet flere grønne marker om efteråret. I NPo-redegørelsen (Miljøstyrelsen, 1984) er udvaskningen i Ringkøbing Amt i perioden 1978-82 beregnet til 65 kg N/ha, altså 10-15 kg N/ha mindre end hvad der er simuleret her.

Vejret har indflydelse på udvaskningens størrelse

Vejrets indflydelse på kvælstofudvaskningen er søgt belyst ved hjælp af en simulering med sædskifte 14, 1968-79, over en tør og en våd periode. Perioden 1973-78 udgør en tør periode, mens den våde periode er konstrueret ved at udskifte klimadata fra 1973-1979 med data fra 1983-89, hvor 1983-88 modtager en del mere nedbør.

I de to serier fordeler udvaskning og optagelse sig som vist i tabel 8.

Tabel 8

Udvaskning og optagelse under våde og tørre forhold. Data fra sædskifte 14 gennemregnet med to forskellige klimaserier.

		Simuleringsresultater fra Tør periode (1973-1979) / Våd periode (1983-89)			
Nedbørsdata fra	Periode	Udvaskning NO ₃ -N, kg/ha	Optagelse N, kg/ha	Udvaskning NO ₃ -N, kg/ha	Optagelse N, kg/ha
1973/83	1/1-30/4 1/5-31/8	92 3	169	141 58	85
1974/84	1/9-21/12	271		277	
	1/1-30/4 1/5-31/8	0	175	0	150
1975/85	1/9-31/12	268		250	
	1/1-30/4 1/5-31/8	1	132	7	146
1976/86	1/9-31/12	96		87	
	1/1-30/4 1/5-31/8	1	132	1	262
1977/87	1/9-31/12	352		218	
	1/1-30/4 1/5-31/8	5	174	27	188
1978/88	1/9-31/12	284		260	
	1/1-30/4 1/5-31/8	1	168	2	144
1979/89	1/9-31/12 1/1-1/4	147		185	

Tallene afspejler følgende trends:

1973/83 I foråret og sommeren er udvaskningen meget stor i den våde serie, hvorfor N bliver begrænsende for afgrødens vækst, og afgrødens

N-optagelse er væsentligt mindre end i den tørre sæson. Udvaskningen i den følgende vintersæson er næsten ens i de to serier.

1974/84; 1975/85; 1978/88 Den ret lille forskel i udvaskning og optagelse i de to serier skyldes sandsynligvis forskelle i jordens indhold af N ved vækstens begyndelse, alt efter hvilken vintermåned de største nedbørmængder er faldet i.

En tør sommer medfører dårligere vækst, mindre N-optagelse og mulighed for stor efterårsudvaskning

1976/86; 1977/87 I begge disse år er plantevæksten alvorligt hæmmet af vandmangel i den tørre serie. Det fører til væsentligt mindre optagelse af N og derfor en væsentlig større udvaskning i vinterhalvåret.

I det gennemregnede eksempel er der, i gennemsnit, kun 4-5 kg forskel i udvaskning på de to serier (236 og 231 NO_3^- -N kg/ha for henholdsvis den tørre og den våde serie). Det faktum at vanding er blevet mere udbredt siden midt i 1970'erne vil føre til færre tilfælde af meget store udvaskninger i tørre år. På den anden side vil situationer som i 1973-våd serie, hvor N-mangel giver anledning til dårlig vækst, undgås, da disse forudsiges i kvælstofprognoserne fra landskontoret fra planteavl. Dette vil føre til større udbragt gødningsmængde, men ikke nødvendigvis større udvaskning.

NO_3^- -koncentrationer i grundvand påvirkes af perkolationens størrelse

Imidlertid vil våde og tørre perioder ikke give anledning til de samme koncentrationer af NO_3^- i grundvandet, idet mængden af vand, som stoffet fortyndes i, varierer betydeligt. Nedsivningen i 1973-78 er på 408 mm i gennemsnit, hvorimod den er 537 mm for perioden 1983-88. De tilsvarende gennemsnitlige koncentrationer

bliver 256 mg NO₃⁻/l i den tørre periode og 191 mg NO₃⁻/l i den våde periode.

DAISY-simuleringerne indeholder en række fejlkilder og udeladelser

Beregningerne er behæftet med nogle fejlmuligheder. På den ene side vil de produktionsbegrænsninger der er indsat i DAISY principielt føre til en overvurdering af plantevæksten og dermed også af N-optagelsen, førende til en for lille udvaskning. På den anden side medtager modellen ikke ammoniakfordampning fra husdyrgødning (og planter), hvilket skulle medføre en for stor udvaskning. Ammoniakfordampningen forventes at være af størrelsesordenen 5-15%, hvis nedbringningen foregår inden for 12 timer efter udbringningen. I samme retning tæller at afgrøderne ikke er vandet i modellen på trods af at det i et vist omfang er sket siden midt i 1970'erne¹. Dette vil føre til at modellen simulerer mindre vækst og mindre N-optagelse end der egentlig ville være foregået.

En anden fejlmulighed er, at fordelingen af både husdyr- og handelsgødning er "gennemsnitlig", dvs. meget store tildelinger af gødning på et bestemt areal over en årrække er ikke simuleret. Dette kan betyde en undervurdering af N-nedsivningen til grundvandet, især i begyndelsen af 80'erne. I samme forbindelse kan det nævnes at de tidligere beskrevne N-kilde,

1. Vanding er ikke inkluderet i modellen, dels på grundlag af et noget mangelfuldt datagrundlag for vurdering af vandingens omfang, og dels på grund af, at sammenkoblingen af DAISY og SHE kompliceres af den ekstra oppumpning og vandtilførsel, der i så fald også skal inkluderes.

Kartoffelvand kan medføre en undervurdering af udvaskningen

"kartoffelvand", ikke er medtaget i beregningerne. Op til 1978-79 var det nærmest at betragte som en punktkilde, idet under 3 promille af oplandsarealet blev anvendt til udsprøjtning. I værste tilfælde har tilførslen været i størrelsesordenen 2400-2500 kg N/ha (se tabel 5, appendiks 1). I de år, hvor store mængder udbringes på små arealer, må der lokalt være sket en stor nedsivning. Siden er arealet, hvor udsprøjtningen foregår, øget, sådan at de udsprøjtede mængder varierer fra 199-356 kg N/ha. Beregnet som en gennemsnitlig ekstra tilførsel for hele oplandsarealet, stiger mængden fra ca. 1.8 kg N/ha i 1968 til 10.6 kg N/ha i 1988-89. Arealerne der modtager kartoffelvand gødes sandsynligvis ikke yderligere, men de udsprøjtede mængder er stadig i de fleste år større end den gennemsnitlige belastning fundet for Rabis Bæk-området (187 kg i 1987, Hansen, 1990a). Dette fører til en undervurdering af udvaskningen i simuleringerne. Antages det, at arealerne der modtager kartoffelvand ikke gødes yderligere, så skal de i simuleringerne anvendte husdyrgødnings- og handelsgødningsmængder eventuelt koncentreres på et lidt mindre areal. Den yderligere udvidelse af udsprøjtningens areal i 1989/90 burde føre til dels en formindsket "ekstra-nedsivning" idet N-mængden pr. ha nedsættes, og dels til et mindre forbrug af handelsgødning.

3.1.2 Vandstrømning og vandbalance

De sandede jorde i Karup Å-oplandet bevirker, at al nedbør, som falder i det topografiske opland, infiltrerer. Den del, som ikke returnerer til atmosfæren ved fordampning, vil nå grundvandsspejlet, hvoraf den del, som falder indenfor grundvandsoplandet sidenhen vil pas-

sere målestationen ved Hagebro. Modelområdet udgøres derfor af grundvandsoplandet.

Vandføringen ved Hagebro er grundvandsdomineret med en sommervandføring, der i 1976 nåede et minimum på ca. 3 m³/s. I 1980'erne er den årlige minimumsvandføring steget til ca. 5 m³/s. Vintervandføringer stammer også fortrinsvis fra underjordisk afstrømning. Kun i begrænsede områder kan man forvente en hurtig respons i form af tilskud fra overfladisk eller hurtig drænvandsafstrømning. De maksimale vandføringer om vinteren ligger omkring 16 m³/s.

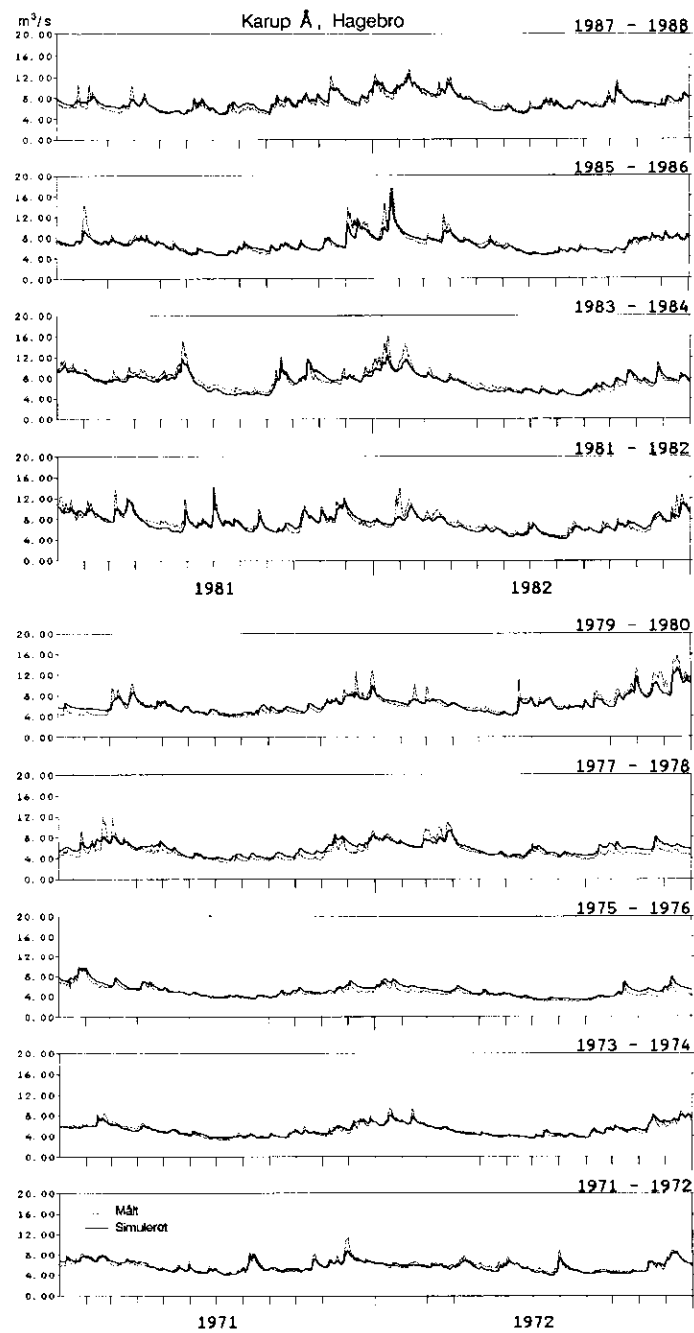
SHE simulerer afstrømningen ved Hagebro

Afstrømningen er simuleret med SHE for perioden 1969-88. Den simulerede vandføring er sammenlignet med den observerede i figur 15 og tabel 9 for perioden 1971-88.

Tabel 9

Årlig nedbør, potentiel fordampning, observeret og simuleret vandføring, samt den årlige afvigelse (alle i mm).

År	Nedbør	Potentiel fordampning	Observeret vandføring	Simuleret vandføring	Afvigelse
1971	829	609	430	431	1
1972	789	597	416	401	-16
1973	746	660	370	368	-2
1974	872	655	382	384	3
1975	718	671	373	397	24
1976	642	647	312	352	40
1977	977	606	372	411	39
1978	847	560	405	433	28
1979	1011	538	411	427	16
1980	1111	562	527	495	-31
1981	1094	556	582	573	-9
1982	897	628	511	485	-26
1983	1019	573	578	550	-28
1984	860	578	530	513	-17
1985	947	555	486	474	-12
1986	867	583	499	490	-8
1987	998	533	473	495	22
1988	1015	597	545	545	0
Gns.	902	595	456	456	0



Figur 15

Sammenligning af simuleret og målt vandføring (m^3/s) i Karup Å, Hagebro, for perioden 1971-1988.

De største afvigelser forekommer i de tørre år, hvor modellen overestimerer afstrømningen. Den største afvigelse er ca. 12% (1976).

Afstrømningen underestimeres i de våde år i starten af 1980'erne med ca. 6%. Som helhed for perioden stemmer vandbalancen.

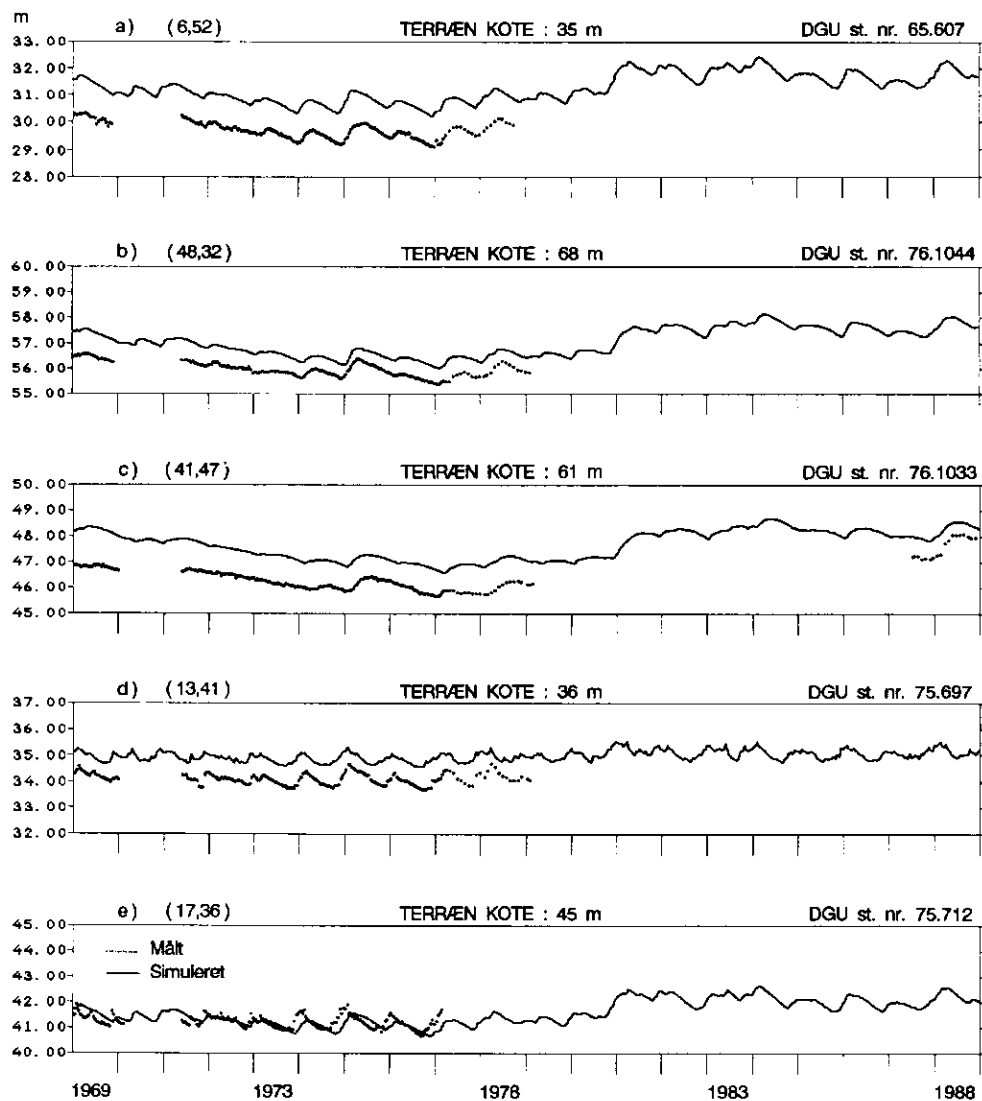
Vandlidende områder kan identificeres i simuleringerne	Den daglige vandføring er acceptabelt simuleret. Der er en tendens til at underestimere vandføringstoppe, hvorimod minimumniveauet er godt simuleret. SHE simulerer overfladisk afstrømning om vinteren fra ganske få områder, som stort set stemmer overens med de områder, som på topografiske kort er angivet som mose og vandlidende områder.
--	---

Årlige variationer i grundvandsniveauet simuleres korrekt	Den simulerede tilstand i oplandet kan kontrolleres ved at sammenligne det simulerede grundvandsspejl med observationer i udvalgte boringer. Af figur 16 fremgår det, at både niveauet og de årlige variationer er acceptabelt simuleret. I områder med en stor umættet zone, er der en tendens til, at modellen simulerer en større stigningstakt end der måles. Dette hænger til dels sammen med, at der ikke i simuleringen er inddraget den rumlige variabilitet i de jordfysiske parametre, som forekommer i naturen.
---	--

- både i tørre	Den faldende tendens i grundvandstanden op gennem 1970'erne ses især at forekomme i områder, hvor grundvandsspejlet ligger dybt. Dette er ikke tilfældet i områder, hvor den umættede zone er af forholdsvis ringe i udstrækning.
----------------	---

- og i våde perioder	Den våde periode i 1980'erne giver sig udslag i samme effekt blot med modsat fortegn. I figur
----------------------	---

16 er denne trend sammenlignet med data fra boring DGU 76.1033, hvor grundvandstanden har været registreret i forbindelse med NPo-forskningsprojektet.



Figur 16

Sammenligning af målt og simuleret grundvandsspejl i udvalgte boringer i Karup Å-oplandet. Placeringen af boringerne er vist i figur 3.

Den årlige beregnede nedsivning er vist i tabel 10 for et dyrket område, hvor grundvandsspejlet ikke influerer på forholdene i rodzonen.

Den gennemsnitlige nedsivning er 482 mm

Denne gennemsnitlige nedsivning er beregnet til 482 mm, hvilket stemmer godt overens med den gennemsnitlige målte afstrømning på 456 mm, fordi der i plantageområder og områder med højt grundvandsspejl kan forventes lavere nedsivningsmængde.

Tabel 10

Årlig nedsivning for et dyrket område (sædskifte 6), hvor grundvandsspejlet ikke influerer på forholdene i rodzonen.

År	Nedsivn. (mm)	År	Nedsivn. (mm)
1971	383	1980	669
1972	307	1981	691
1973	299	1982	447
1974	404	1983	613
1975	342	1984	491
1976	348	1985	514
1977	491	1986	463
1978	486	1987	549
1979	509	1988	591
Gns.	482		

Fronthastigheden er ca. 3.5 m/måned

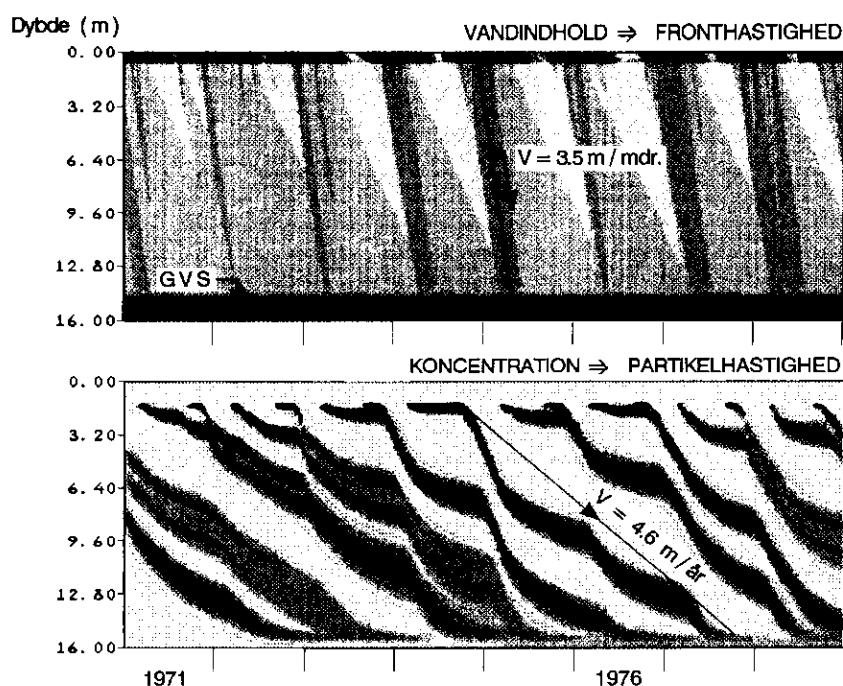
Andersen og Sevel (1974) fandt, at fronthastigheden er ca. 3.5 m/måned for et profil ved Grønhøj. Samme gennemsnitlige værdi er fundet i modelberegningerne for en umættet zone på 15 meter. Størrelsen varierer fra år til år afhængig af nedsivningsmængden og profilets fugtighedsforhold.

Partikelhastigheden er fundet til 4-6 m/år

Med en mættet hydraulisk ledningsevne K_z i den umættede zone på $1.7 \cdot 10^{-4}$ m/s, varierer den simulerede årlige partikelhastighed mellem 4 og 6 m/år. Engesgaard og Jensen (1990a) angiver vær-

dier på 3.5-4 m/år baseret på data fra 1960'erne.

Front- og partikelhastigheden er illustreret i figur 17. Til illustration af sidstnævnte er stoftransport beregnet som ren advektion. Der tilføres en stofmængde i pulser 1. marts og 1. september i 1.20 meters dybde (lige under rodzonen).



Figur 17

Illustration af simuleret fronthastighed og partikelhastighed i Karup Å-oplandet med grundvandsspejl i 15 meter under terræn.

Stoffet bevæger sig "trinvist" nedefter i profilet

Figur 17 viser, hvorledes stof som undslipper rodzonen i foråret "hænger" i det øvre jordlag indtil nedsivningen i efteråret tager til. Kun i våde somre, siver stoffet ned separat. Det bemærkes også, hvorledes stoffet ligger lige over grundvandsspejlet i længere tid. Figuren viser også de variationer i koncentrationsniveauet, som kan forekomme som følge af variationer i nedsivningsvandmængden. Det skal bemærkes, at med dispersion inkluderet i beregningerne vil koncentrationsvariationen i profilet udjævnes betydeligt.

3.1.3 Nitrat i grundvand og vandløb

Variationen i NO_3^- -koncentrationen i grundvandet er et samspil mellem en række faktorer: Den aktuelle udvaskningsmængde, nedbøren, afstanden til grundvandsspejlet, og geohydrologiske og geokemiske forhold i magasinet. Indflydelsen af hver enkelt faktor skal kort skitseres.

Nitratkoncentrationerne i grundvandet påvirkes af afgrødefordeling og driftsform

Mængden af nitrat udvasket fra rodzonen er, som omtalt i afsnit 3.1.1, afhængig af driftformen og de enkelte afgrøder. Når stoffet har forladt rodzonen vil det på et eller andet tidspunkt nå grundvandet, og koncentrationen i det øverste lag vil således være direkte proportional med den udvaskede mængde. Under hede- og plantagearealer vil der være en lille NO_3^- -koncentration.

og de klimatiske forhold

De klimatiske forhold kan forstærke eller mindske effekten af en given udvasket mængde nitrat. I våde år vil NO_3^- -koncentrationen i det nedsivende vand være mindre end i tørre år, forudsat at samme mængde nitrat er til rådighed for udvaskningen.

Variationen i
koncentrationsni-
veauer afhænger
af dybden af den
umættede zone

Den periodevise udvaskning af store mængder nitrat medfører en tidslig variation i NO_3^- -koncentrationen i grundvandet, som er afhængig af afstanden til grundvandsspejlet. I den umættede zone spredes stoffet, og udvaskningstoppeene jævnes derfor mest ud i områder med dybt grundvandsspejl. Af denne årsag forekommer der store forskelle i den tidslige variation af NO_3^- -koncentrationen i det øverste grundvandslag i Karup Å-oplandet.

Strømningsforholdene i grundvandet er styret af de hydrogeologiske forhold. Nær grundvandsskellet er der en stor vertikal nedadrettet strømningskomponent, der bevirker, at en stor del af dette vand strømmer gennem dybereliggende grundvandslag. Omkring vandløbet er strømningen også udpræget vertikal, men opadrettet, mens der i den øvrige del af oplandet hovedsageligt er en horisontal strømningskomponent.

Grundvand, der
har passeret ilt-
ningsfronten er
nitratfrit og kan
fortynde nitrat-
holdigt vand

Som vist i Kristiansen et al. (1990) og Postma og Boesen (1990) har de geokemiske forhold også en afgørende betydning for NO_3^- -koncentrationen. I den umættede zone er indholdet af reducerende stoffer lavt og her kan man se bort fra denitrifikationen. Derimod finder der nitratreduktion sted i de dybereliggende grundvandslag, hvilket medfører at vand, der har været i berøring med disse lag, er nitratfrit. En fortyndingseffekt vil derfor forekomme i de områder nær vandløbene, hvor dette vand bevæger sig opad.

Det samlede op-
lands "impuls-
respons-funktion"

Figur 18 illustrerer det samlede oplands respons på en given ændring i nitratudvaskningen og den tidslige fordeling af nitrat i de forskellige 'magasiner'. En kortvarig pulsaftig tilførsel, jævnt fordelt over landbrugsområder-

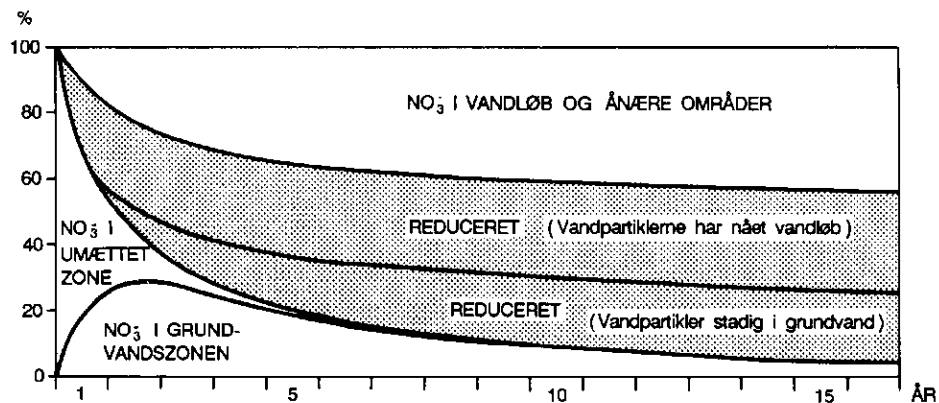
ne, blev påført, og de teoretiske kurver er fremkommet ved at 'køre' modellen med klimatiske data fra 1969 og fremefter.

Det fremgår, at størstedelen af den tilførte NO_3^- -mængde er ude af den umættede zone allerede efter 1-2 år. Den maksimale mængde i grundvandsmagasinet forekommer efter ca. halvandet år, for derefter at aftage langsomt. Den resterende mængde vil være reduceret eller tilført vandløbet. Efter 3 år er ca. 30% strømmet ud i vandløbene, og efter 15 år er ca. 46% havnet der. Den måske overraskende korte responstid kan forklares ved den korte afstand til grundvandsspejlet, som forekommer i store dele af oplandet (f.eks. Haderup Å systemet).

Efter 3 år er ca. 30% af en tilført nitratmængde strømmet til vandløbet

Efter 15 år er ca. 46% af en tilført nitratmængde reduceret

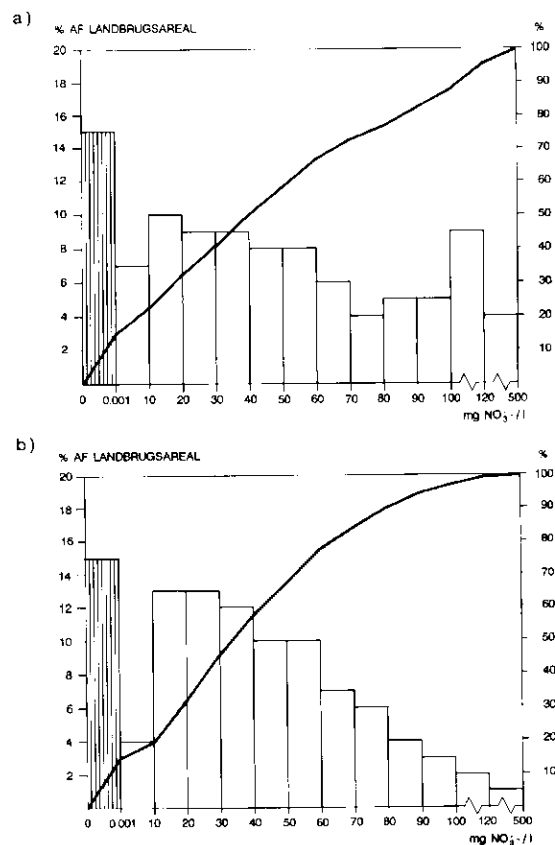
En stor del af den tilførte NO_3^- -mængde reduceres i magasinet. Efter 15 år er ca. 46% reduceret. Denne mængde kan underinddeles i to puljer. Ca. 20% ville være tilstede i magasinet såfremt der ikke var foregået en nitratreduktion, og ca. 26% ville være tilført vandløbene.



Figur 18

Relativ fordeling af en kvælstofmængde i tiden efter en pulsaftig tilførsel jævnt fordelt over landbrugsområderne i Karup Å-oplandet.

Denitrifikation foregår også i de ånære områder	Den NO_3^--mængde som strømmer til vandløbene er derudover udsat for en denitrifikation i de ånære områder. Størrelsesordenen af denne afhænger af de klimatiske forhold og de ånære områders udbredelse og kan have betydelig omfang (Ambus et al., 1989, Brusch og Nilsson, 1990). Figur 18 kan også bruges til at illustrere oplandets reaktion på en vedvarende konstant ændring i NO_3^--tilførslen. I dette tilfælde beskriver den øverste kurve den øjeblikkelige procentuelle andel af ændringen som tilføres vandløbene efter et vist antal år. Reduktionsintervallet angiver den aktuelle reduktion, og kurverne for magasinindholdet i jorden beskriver tilvæksten (eller faldet) i lagringen i henholdsvis grundvandet og den umættede zone. Eksempelvis vil et vedvarende sænkning af udvaskningen på f.eks. 50 kg N/ha/år medføre, at der i det 15. år strømmer 23 kg N/ha/år mindre til vandløbet i forhold til før ændringen, mens der sker et nettofald i grundvandets indhold på 2.5 kg N/ha/år.
Modelsimulering for perioden 1969-88	De følgende figurer stammer fra en simulering med de i kapitel 2 beskrevne data. I en modelsimulering for en 20-30 års periode produceres millionvis af tal. Det er i det nedenstående forsøgt at uddrage nogle få og væsentlige informationer som en sådan simulering kan give. Det skal erindres, at de angivne NO_3^--koncentrationer er gennemsnitstal over de enkelte lags tykkelser. For øverste lags vedkommende er de gennemsnit over de øverste ca. 3 m af grundvandszonen.

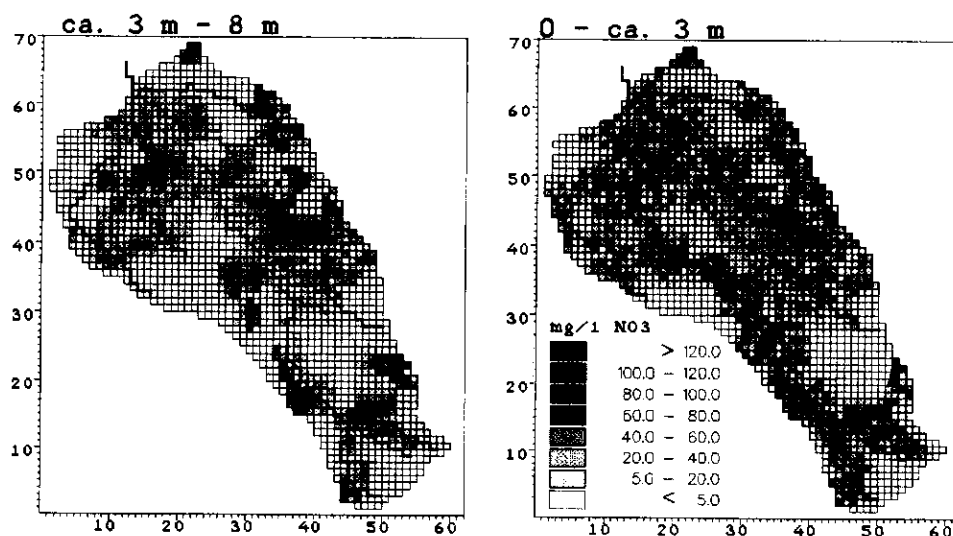


Figur 19

Fordeling af NO_3^- -koncentrationen i det øverste grundvandslag under landbrugsområderne i Karup Å-oplandet: a) efteråret 1984 og b) efteråret 1988.

Den rumlige variation af NO_3^- -koncentrationerne i oplandet er stor

Figur 19a og b viser NO_3^- -koncentrationen i det øverste grundvandslag i efteråret 1984 og 1988 i de beregningsceller som ligger i landbrugsområderne (dvs. ekskl. hede og plantagearealer). I 1984 ses en stor variation, fra 'rent vand' til områder med over 120 mg NO_3^-/l . Det nitratfrie vand forekommer i de beregningsceller, hvor SHE forudsætter 100% reduktion i øverste beregningspunkt. De store NO_3^- -koncentrationer stammer især fra områder hvor der er udbragt husdyrgødning.



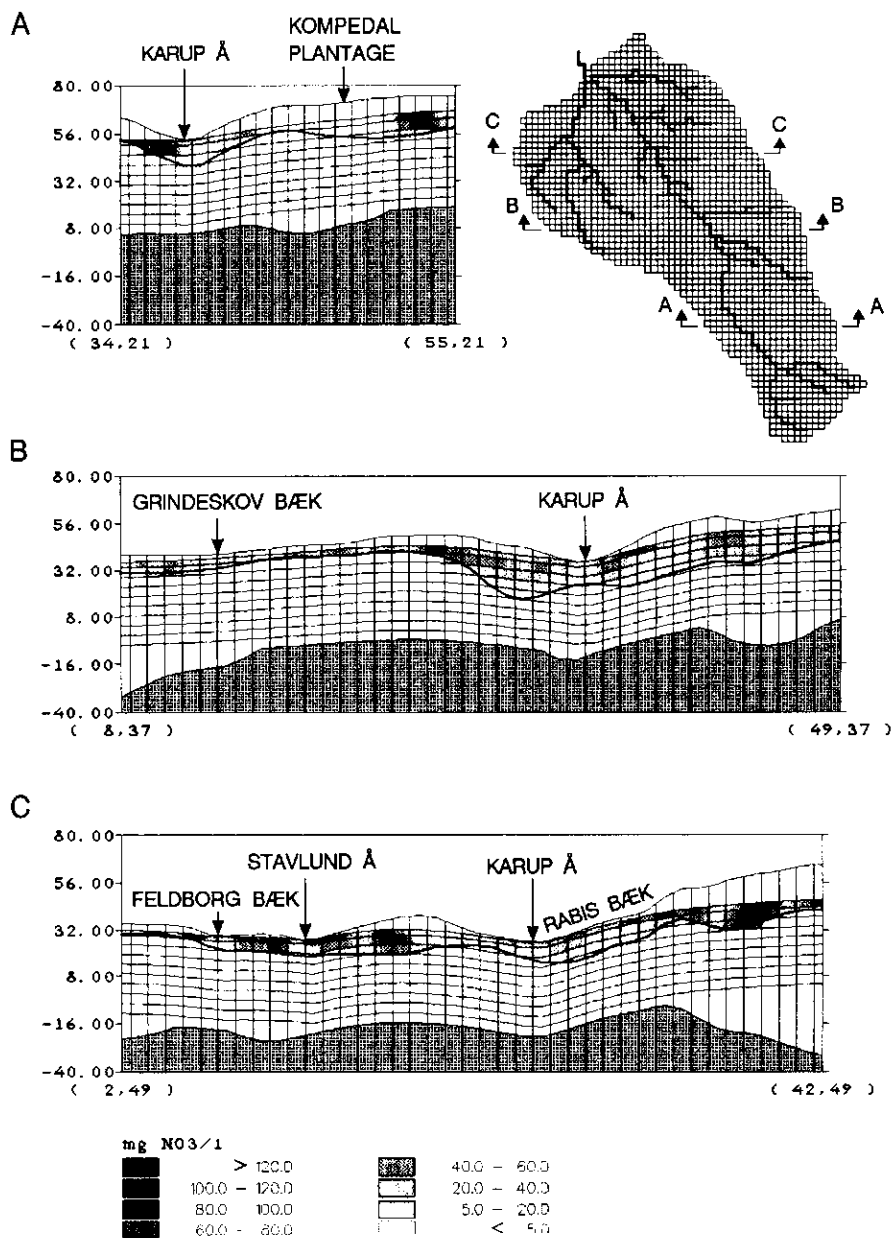
Figur 20

Variationen i den simulerede NO_3^- -koncentration i efteråret 1988 i Karup Å-oplandet for de øverste grundvandslag.

Variationsbredden er imidlertid indsnævret sidst i 1980'erne

Stigningen i arealet med grønne marker, mere forårsudbringning, og færre husdyr i 1988 viser sig tydeligt i koncentrationsfordelingen i figur 19b. Især er der sket et fald i antallet af celler med store NO_3^- -koncentrationer. Variationsmønstret i 1988 er yderligere illustreret i figur 20, som viser koncentrationen i de enkelte celler for de to øverste beregningslag. Figuren illustrerer tydeligt de lave indhold under naturområderne. Sammenholdt med figur 11 i afsnit 2.3.2, fremgår det også hvor den estimerede iltfront ligger højt.

I figur 21 er afbildet variationen i 1988 i tre tværsnit i oplandet. Figuren giver et indtryk af den estimerede oxidationszones udbredelse og betydning, og af strømningsforholdene i magasinet.



Figur 21

Variationen i NO₃⁻-koncentrationen i tre tværsnit i Karup Å-oplandet. Den fuldt optrukne linie angiver den estimerede iltningsfront.

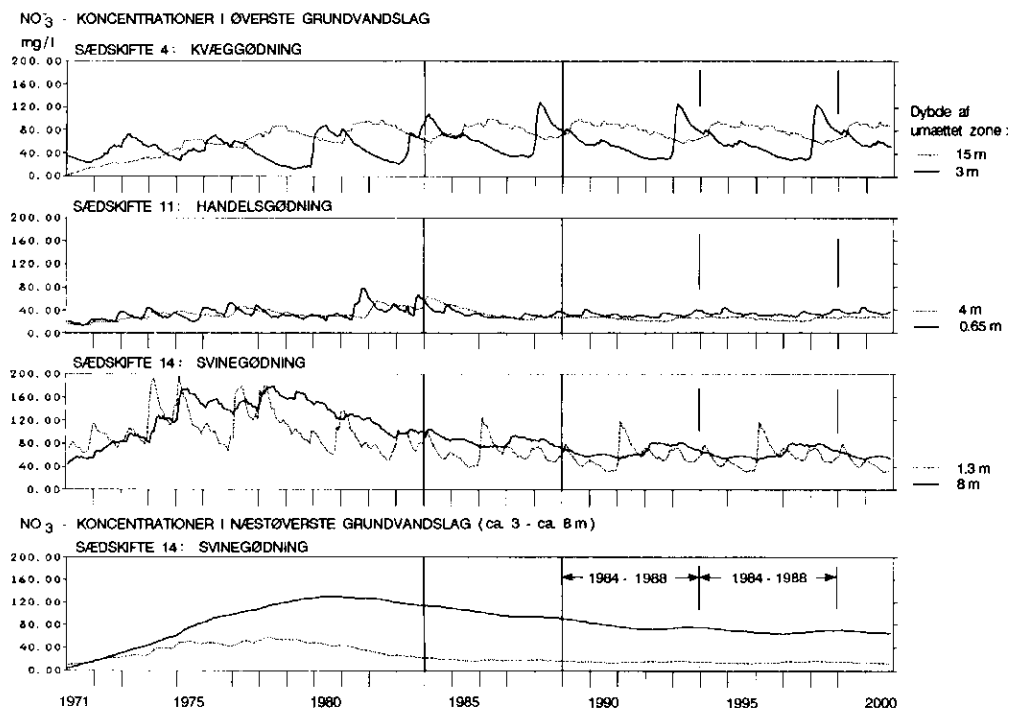
Den tidslige variation af NO_3^- -koncentrationerne afhænger af dyrkningshistorien og afstanden til grundvandet

Den tidslige variation i NO_3^- -koncentrationen er vist i figur 22 for tre forskellige typer sædskifter og med to forskellige afstande til grundvandsspejlet. For alle sædskifter ses store periodiske udsving i områder, hvor grundvandsspejlet ligger højt. De store udvaskningsrater efter år, hvor der er dyrket roer (sædskifte 4), slår stærkt igennem i disse områder. En generel trend kan således være overlejet af variationer som afspejler den nære forhistorie i afgrødemønstret. Man skal således være varsom med at generalisere ud fra en tendens som kun er baseret på få målinger i det øverste lag af grundvandet, over en forholdsvis kort periode (få år). Endvidere skal der gøres opmærksom på, at de angivne koncentrationer er gennemsnitstal for 25 ha, mens punktobservationer fra f.eks. et monitoringsprogram kan forventes at udvise større tidslig variation.

Generelt ses en stigning i nitratkoncentrationen i starten af 1970'erne. I områder med en stor umættet zone er den jævne stigning influeret af startbetingelserne i simuleringen og repræsenterer i den periode ikke de faktiske forhold.

Husdyrgødning giver anledning til større NO_3^- -koncentration og handelsgødning

Koncentrationen under de enkelte sædskifter afspejler tydeligt de beregnede niveauer i udvaskningen (afsnit 3.1.1) med f.eks. lave værdier i områder hvor der udelukkende er benyttet handelsgødning. Her er niveauet konstant lavt fra midten af 1970'erne og frem til dato. I det viste sædskifte med kvæggødning er der en stigende trend i koncentrationsbilledet fra ca. 1975 og frem til ca. 1986, hvorimod en faldende tendens forekommer under sædskiftet med svinegødning.



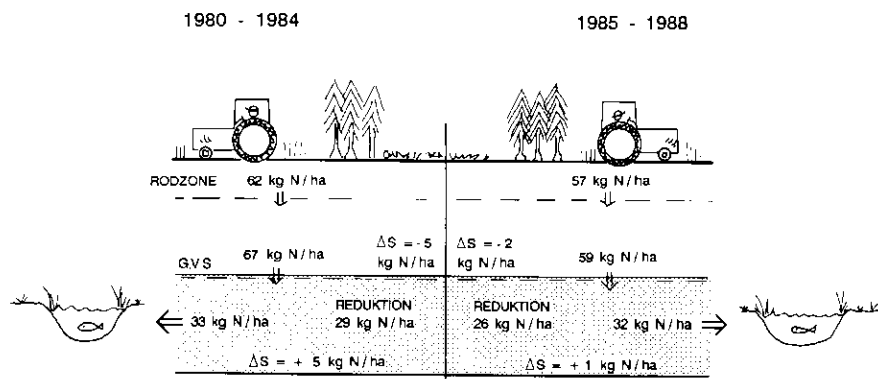
Figur 22

Den tidslige variation i NO₃-koncentrationen i de øverste grundvandslag under tre udvalgte sædskifter. For hvert sædskifte er angivet koncentrationer fra to punkter med forskellig lagtykkelse af den umættede zone.

Samme mængde udvasket nitrat kan føre til forskellige koncentrationer i våde og tørre år

Det relativt våde klima omkring 1980 har influeret på NO₃-koncentrationen. Dette kommer tydeligt frem i de årlige variationer. Analyseres sædskifte 14 i et område med højt grundvandsspejl (figur 22), ses at i årene 1976 og 1980 var udvaskningen henholdsvis 256 og 312 kg N/ha. På grund af større perkolation i 1980 end i 1976, er koncentrationen i grundvandet i løbet af de respektive vintre større i 1976/77 end i 1980/81.

En samlet kvælstofbalance for underjorden (figur 23), bekræfter at fordelingen mellem nitrat som reduceres og som strømmer til vandløbene stemmer overens med overslagene illustreret i figur 18.



Figur 23

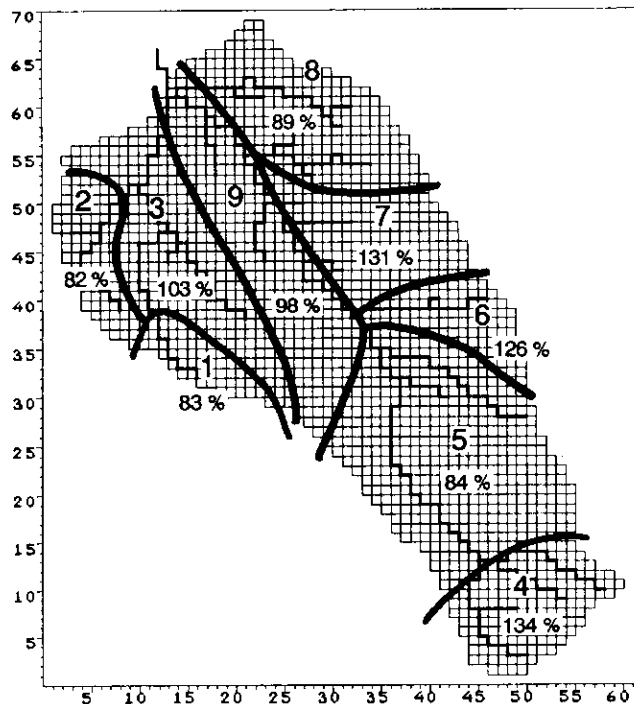
Gennemsnitlig årlig nitratbalance i den umættede zone og grundvandet for Karup Å-oplandet for perioderne 1980-1984 og 1985-88. Bidraget fra rodzonen omfatter natur- og landbrugsområder.

Nitratbelastningen samt ilt-ningsfrontens be-

Tilførslen til de enkelte vandløbsstrækninger er afhængig af den samlede arealanvendelse inkl. naturområder. Variationer i ilt-ningsfrontens dybde spiller også her en afgørende rolle. Relative værdier for de ni forskellige delområders bidrag til det samlede koncentrationsbillede for hele oplandet er vist i figur 24. Det laveste niveau forekommer i den vestlige og sydvestlige del af Haderup Å oplandet. Højeste niveau findes i den østlige og sydlige del af

liggenhed bestemmer nitrattilskuddet til åen

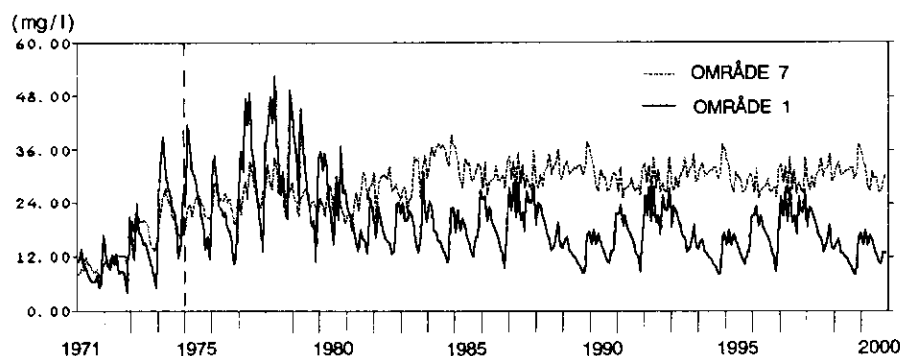
oplandet, i sidstnævnte tilfælde især forårsaget af de mange ejendomme med svin i dette område. I den østlige del spiller den forholdsvis store afstand til iltningsfronten en afgørende rolle.



Figur 24

Relative NO_3^- -koncentration i tilskud til vandløbet fra 9 delområder i forhold til den gennemsnitlige koncentration fra det samlede opland.

Figur 25 viser variationen i NO_3^- -koncentrationen i tilskuddet fra delområde 1 (den sydlige del af Ginneskov Å) og delområde 7 (området øst for Karup Å, omkring Rabis Bæk). Kurverne afspejler dels de ovennævnte forhold, og dels at årlige variationer i nitratkoncentrationen i åen er større fra områder med højt grundvandspejl.



Figur 25

Den tidslige variation i NO_3^- -koncentrationen i vandtilskuddet til vandløbet fra område 1 (Ginneskov Bæk) og område 7 (østlige tilskud til Karup Å fra området omkring Rabis Bæk. **BEMÆRK:** Resultatet i begyndelsen af perioden er influeret af startbetingelserne i modellen og ikke udtryk for de faktiske forhold.

Denitrifikation i ånære områder indgår ikke i modellen	I modelberegningerne er der ikke taget højde for denitrifikationen i de ånære områder. Da disse områders udstrækning og dræningsgrad varierer i oplandet vil den procentuelle reduktion også variere. Undersøgelser fra Rabis Bæk tyder på en reduktion i størrelsesordenen 400 kg NO_3^--N/ha/år (Brüsch og Nilsson, 1990).
---	---

For Karup Å-oplandet vil dette svare til en reduktion på 50-75% af den simulerede udstrømning. Inkluderes dette i beregningerne svarer det simulerede NO_3^- -koncentrationsniveau godt til observationer.

3.1.4 Konsekvensanalysernes resultater

Resultatet af konsekvensanalyserne i form af udvaskningen fra rodzonen er givet som gennemsnittet over 5 års simuleringer ("90-94") (tabel 11). For konsekvensanalyse 1 fås en reduktion af udvaskningen på ca. 6% i forhold til nu

Forårsudbragt og bedre fordelt husdyrgødning samt grønne marker sænker udvaskningen

(sidste del af 1980'erne), til ca. 75% af 1980-84-niveauet. Den lille nedgang i udvaskningen måtte forventes, da kun ganske enkelte sædskifter blev berørt af ændringen (forårsplojning i stedet for efterårsplojning). Forårsudbringning og grønne marker sænker udvaskningsniveauet til ca. 70%, og med en mere jævn fordeling af husdyrgødningen når man ned på ca. 65% af udvaskningen fra 1980-84. For de enkelte skifter går ændringerne i den forventede retning. Grønne marker om efteråret giver anledning til en mindre udvaskning i vinterperioden, og omfordelingen af husdyrgødning fører til mindre udvaskning fra de "beskårede" sædskifter, specielt skifter med roer, og større udvaskning i planteavlsskifterne, der modtager gødningen.

Husdyr- og handelsgødningsmængder kan være overvurderet

Analysen er behæftet med to fejlmuligheder, der sandsynligvis fører til en overvurdering af udvaskningen:

- i. I planteavlsskifterne er handelsgødningsniveauet ikke reduceret i forhold til før tilførsel af staldgødning. I disse skifter vil handelsgødningsforbruget kunne reduceres med et antal kg, der i gennemsnit for hele landbrugsarealet svarer til godt 5 kg N/ha. Slår dette fuldt igennem på udvaskningen, nås ned på knap 60% af 80-84-niveauet.
- ii. I perioden 83-88 er antallet af kvæg faldet mens antallet af svin i området er steget. Resultatet er imidlertid en nedgang på ca. 70.000 T staldgødning over de 5 år. I konsekvenskørslen, hvor perioden 1983-88 er gentaget, gentages altså også denne trend i mængden af tilført staldgødning. Var det i stedet

antaget at husdyrgødningens mængden fra 1988 holdt sig konstant havde det betydet en mindre tildeling af N på i gennemsnit ca. 5.75 kg N/ha.

Tabel 11

Årlig udvaskning (kg NO₃-N/ha) fra sædskifterne i Karup Å-oplandet under forudsætning af, at indgreb svarende til de tre konsekvensanalyser påbegyndes i 1989.

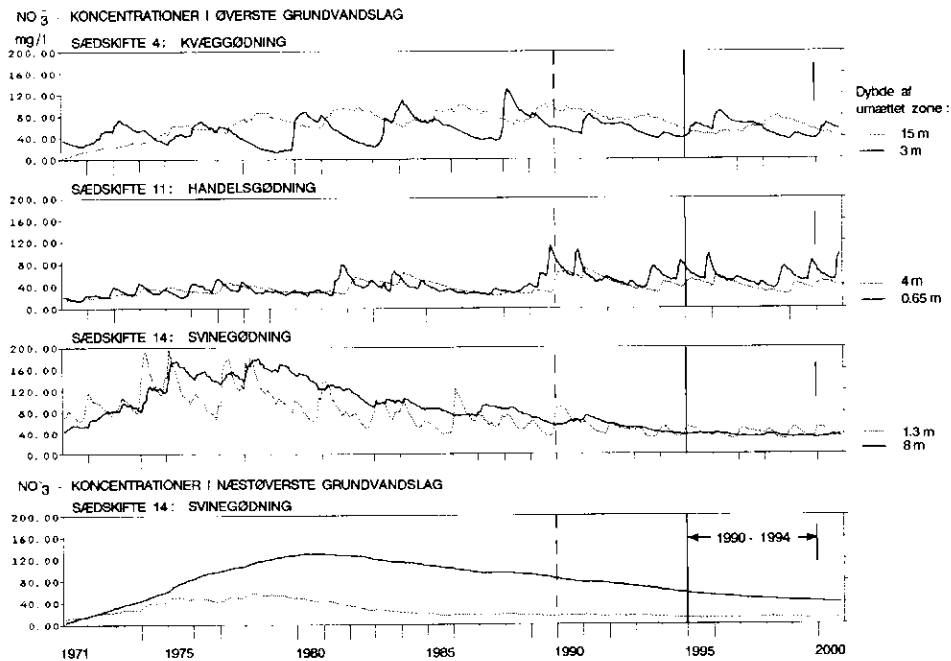
År	Sædskifte														Års-gnsn.	periode-gnsn.		
	1	2	3	4	5	6	7	8	15	11	12	13	10	9			14	
Gennemsnitlig udvaskning, 1980-84																		
Konsekvensanalyse 1																		
1989	3	66	6	304	207	5	90	61	5	121	129	130	268	129	237	115	89,2	
1990	2	73	342	104	3	3	23	3	105	38	102	65	28	124	55	63		
1991	1	13	78	3	73	287	6	2	108	19	49	106	67	198	164	69		
1992	1	17	2	42	340	111	2	41	70	14	42	47	101	49	103	60		
1993	2	66	30	399	97	85	14	95	4	41	157	109	23	204	106	80		
1994	2	23	296	115	3	128	23	3	11	53	73	80	103	39	80	61	66,7 =75%	
Konsekvensanalyse 2																		
1989	som	34	som	som	som	199	78	som	som	116	144	138	som	186	218	125		62,5 =70%
1990	oven-	33	oven-	oven-	oven-	3	14	oven-	oven-	30	79	29	oven-	119	56	56		
1991	for	4	for	for	for	2	8	for	for	20	21	79	for	194	131	50		
1992		17				291	2			14	9	76		44	80	68		
1993		65				100	5			39	167	101		202	131	81		
1994		23				128	16			36	71	73		26	81	58	58,3 =65%	
Konsekvensanalyse 3																		
1989	som	som	207	8	218	199	som	som	som	178	205	240	229	166	181	128		58,3 =65%
1990	oven-	oven-	3	192	87	3	oven-	oven-	oven-	93	92	80	28	119	35	56		
1991	for	for	105	74	3	2	for	for	for	20	107	129	42	156	77	51		
1992			56	2	44	107				36	68	161	101	43	40	52		
1993			3	63	218	77				98	218	142	23	183	80	75		
1994			2	141	94	122				104	90	114	103	26	64	57		

1989 er benyttet som et overgangså. For sædskifte 3-6 er rotationen i 89-94 ændret en smule i forhold til 83-88. Dette var nødvendigt for at få sædskifterne realistiske. Set på tværs af de fire sædskifter er arealfordelingen dog som tidligere.

Den maksimalt mulige udvaskningsreduktion i Karup er knap 50%

Tages der hensyn til begge fejlmuligheder opnås der altså en samlet reduktion, der svarer til en udvaskning på ca. 53% af 80-84 niveauet. Dette er meget tæt på det mål for udvaskningsreduktionen, der er sat i Miljøministeriets vandmiljøplan.

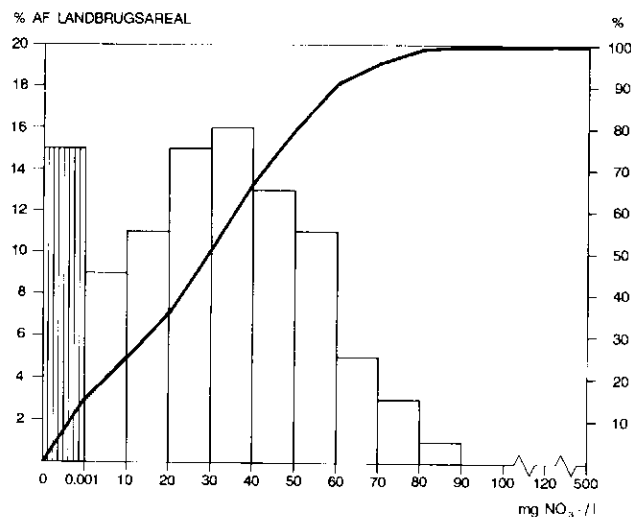
Effekten af indgrebene svarende til konsekvensanalyse 3 på nitratkoncentrationerne i grundvandet og i åen er også undersøgt. Figur 26 viser udviklingen i NO_3^- -koncentrationerne i grundvandet for udvalgte sædskifter (4, 11, 14) når ændringerne træder i kraft fra 1989.



Figur 26

Den tidlige variation i NO_3^- -koncentrationen i de øverste grundvandslag under tre udvalgte sædskifter under forudsætning af, at antagelserne svarende til konsekvensanalyse 3 indføres i 1989.

BEMÆRK: Resultaterne for visse af kurverne er de første år influeret af startbetingelserne i modellen og ikke udtryk for de faktiske forhold.



Figur 27

Fordeling af NO_3^- -koncentrationen i det øverste grundvandslag under landbrugsområderne i Karup Å-oplandet i efteråret 1994 under antagelse af, at indgreb svarende til konsekvensanalyse 3 påbegyndtes i 1989.

Indgrebene fører til mindre rumlig variation i nitratkoncentrationer i grundvand

Sammenlignes med figur 22 ses, at NO_3^- -niveauet under de to husdyrgødnings-belastede skifter (4 og 14) falder, mens det stiger under skifte 11, der fra 1989 tildeles både handels- og husdyrgødning. Her synes effekten at være slået næsten fuldt igennem indenfor simuleringsperioden. Effekten påvirker også andet grundvandslag, men her er den fulde effekt af ændringen endnu ikke opnået i år 2000. Figuren antyder den udvikling, der ses i figur 27, og som viser fordelingen af NO_3^- i øverste grundvandslag i efteråret 1994. I forhold til de tidligere (figur 20) er spredningen reduceret, hvilket især skyldes, at husdyrgødningen spredes mere

jævnt over arealet, samt at mængden af grønne marker er steget lidt.

Indgrebene påvirker nitratkoncentrationen i åen indenfor få år

Figur 28 illustrerer effekten af indgrebene (konsekvensanalyse 3) på koncentrationen i åen. Effekten er ikke lige udtalt i alle deloplande, idet reduktionsfrontens beliggenhed samt sædskifternes fordeling spiller en rolle. I området omkring Rabis Bæk (område 7), hvor reduktionsfronten ligger dybt, ses et markant fald i NO_3^- -koncentrationen i åen efter at indgrebene er foretaget. I den sydlige del af Ginneskov Bæk (område 1) sker ikke noget fald, bl.a. fordi der i dette område langs med åen er lagt en del "planteavl"-sædskifter, der i konsekvensanalyse 3 modtager staldgødning, hvilket fører til en større udvaskning. At koncentrationen i vandløbstilskuddet ikke stiger kraftigt skyldes den højtliggende reduktionsfront.

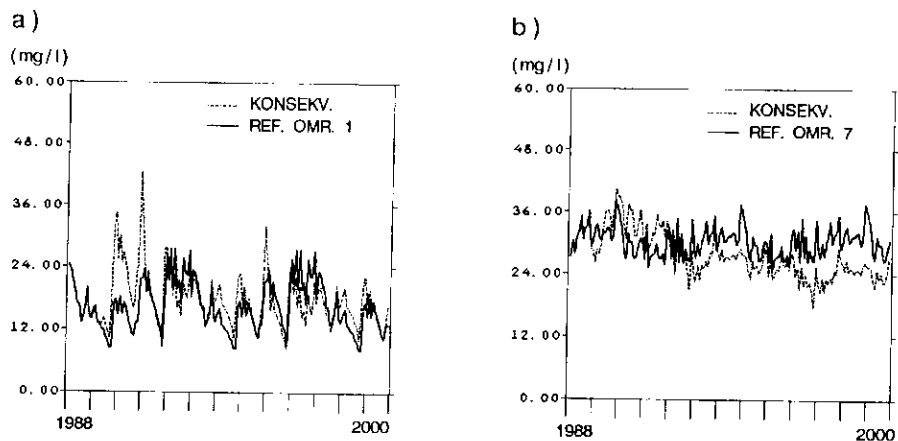
Som det fremgår af respons-funktionen for Karup Å-oplandet (figur 18) skulle reduktionen i udvaskning stort set være slået igennem på vandløbskoncentrationen sidst i den simulerede periode.

En yderligere reduktion i udvaskningen fra rodzonen (f.eks. ved hensyntagen til de beskrevne fejlkilder) forventes primært at føre til en reduktion i åens belastning i de områder, hvor reduktionsfronten ligger relativt dybt.

3.1.5. Validering på Rabis Bæk

For at foretage en modelvalidering, er måleresultater af grundvandets nitratindhold fra værkstedsområdet ved Rabis Bæk sammenlignet med

en separat simulering af Rabis Bæk med et lidt finere beregningsnet (400x400 m), der dog er relativt groft for et detaljeret studie.



Figur 28

Den tidslige variation i NO_3 -koncentrationen i vandtilskuddet til vandløbet fra a) område 1 (Ginneskov Bæk) og b) område 7 (østlige tilskud til Karup Å fra området omkring Rabis Bæk, dels under antagelse af, at den nuværende dyrkningssituation fortsætter (—), og dels under antagelse af, at indgreb svarende til konsekvensanalyse 3 påbegyndes i 1989 (---).

Simuleringsresultater er sammenlignet med grundvandsdata fra Rabis Bæk-området

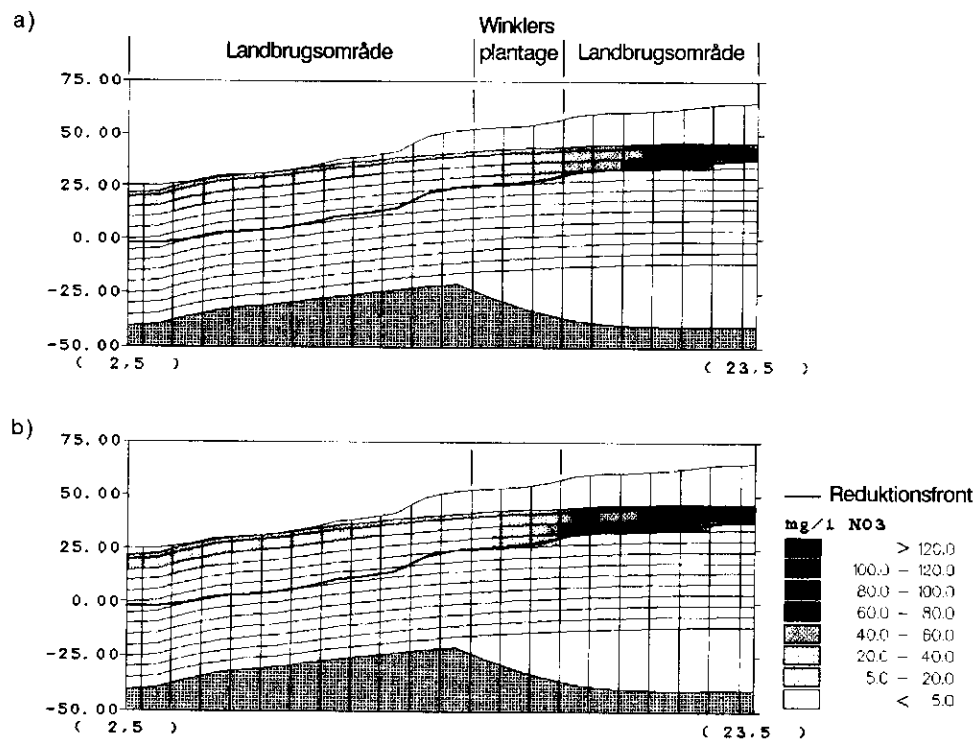
Et detaljeret studie har ikke været indeholdt i målsætningen for nærværende projekt. Simuleringsdata er udtrukket fra området, hvor tracé-boringer er foretaget (Kristiansen et al. 1990). Simuleringerne er foretaget, dels med den "tilfældige fordeling" af sædskifter på landbrugsarealet, og dels med et "gennemsnits-sædskifte", hvori indgår alle sædskifter undtagen "vedvarende græs". Resultaterne er vist i figur 29.

Der må tages højde for lokale forhold og diskretisering i

Det ses umiddelbart af figuren at der er temmeligt store koncentrationsforskelle under forskellige sædskifter. Idet sædskifterne er anbragt tilfældigt, uden kendskab til de nøjagtige

sammenligningen

ge lokale forhold, kan det heller ikke forventes at simuleringsresultaterne præcis rammer de aktuelle måleresultater. For at dette skal lykkes må forhistorien kendes nærmere for de enkelte marker. Derudover betyder diskretiseringen af grundvandslagene, at modellerne beregner en gennemsnitskoncentration over en vis dybde.



Figur 29

NO₃⁻-koncentration i grundvandet for et tværsnit ved traceens placering i Rabis Bæk:

- a) udvaskning fra sædskifter og naturområder;
- b) gennemsnitlig udvaskning fra sædskifterne 3-15 i landbrugsområderne

Store koncentrationer øverst i oplandet	Generelt er der i tracé-boringerne fundet, at NO_3^- -koncentrationerne under landbrugsområder svinger mellem 50 og 150 mg NO_3^-/l . Tracé-boring T6, der repræsenterer landbrugsarealet længst væk fra bækken, udviser koncentrationer, der svinger mellem ca. 40 og 120 mg/l. I det gennemregnede eksempel er koncentrationerne fundet til at være ligge mellem 40 og 100 mg/l, hvilket stemmer godt overens med målingerne, diskretiseringen taget i betragtning. I simuleringen med et "gennemsnitssædskifte" ses det særlig tydeligt, at laget lige over reduktionszonen har særligt høje koncentrationer. Dette er også fundet ved målingerne.
Nedsivning fra naturområder overvurderes lidt	Boring T2, der er foretaget ved kanten af Winklers plantage, udviser et negligibelt nitratindhold i de øvre lag, men har en koncentrationsmaximum mellem 24 og 29 m under terræn (Koncentrationen ændres fra 0 - 100 - 0 mg/l i intervallet). De tilsvarende simulerede koncentrationer er ca. 50 mg NO_3^-/l i samme dybde. I de øvre lag er de simulerede koncentrationer lidt for store (5-10 mg/l). Dette kan skyldes, at kvælstofnedsivningen fra naturområderne er antaget at være højere end det virkelige niveau (sat til ca. 5 kg N/ha/år, svarende til en koncentration på ca. 5 mg NO_3^-/l), men de nærliggende landbrugsarealers historie kan også spille en rolle.
Tæt ved åen fortyndes nedsivende nitratholdigt vand med "rent" vand	Årsagen til, at landbrugsområdet tættere på åen, udviser så lave koncentrationer er, at der sker en fortynding med vand fra naturområdet og med rent grundvand. Dette forhold findes også i boring T7. I denne boring er fundet en meget spids koncentrationstop i grundvandets øverste 2 meter, og derefter meget lave koncentrationer (målte værdier med 1 m's afstand er ca. 20,

110, 10, 10, 3, 0 mg NO₃⁻/l). De simulerede værdier i samme dybde ligger i intervallerne 5-20 og 20-40 mg NO₃⁻/l. Som gennemsnitsværdier over 3 meter må det siges at afspejle de målte værdier tilfredsstillende. Modelberegninger viser, at der i den umættede zone over grundvandsspejlet forekommer større koncentrationsværdier, og en opblanding over et mindre interval ville derfor give større koncentrationsforskelle over dybden.

Som beskrevet i afsnit 3.1.3, vil målingerne i de øverste grundvandslag være afhængige af tidspunktet målingerne udføres på, den umættede zones tykkelse, og de lokale forhold mht. dyrkningsmetode og klima.

NO₃⁻-koncentrationen i åen overvurderes på grund af manglende reduktion i de ånære områder

Med hensyn til koncentrationen af nitrat i åen ligger simuleringerne noget højere end de målte værdier, henholdsvis 24 mg/l og 9 mg/l. Det kan der være flere årsager til:

- Modellen inkluderer ikke den kraftige denitrifikation, der finder sted i de ånære områder. Denne kan som beskrevet i afsnit 3.1.3 være i størrelsesordenen 50%-75%, svarende til en endelig "simuleret" koncentration på 6, 12 mg NO₃⁻/l, altså svarende til det konkrete niveau.
- Diskretiseringen af reduktionsfronten er foregået med intervaller på 5 m. Det vil sige, at fronten kan være forskudt op til 2.5 m, og dette vil påvirke de endelige koncentrationer i vandløbet. Ligeledes vil størrelsen af de anvendte dispersionsfaktorer spille en rolle.

Den relative fejl på å-koncentrationerne må ses i forhold til den usikkerhed der findes på de forskellige beskrevne processer. Udvaskningen er en "differens mellem store tal", nemlig "tilført kvælstof" - "planteoptaget kvælstof" - "reduceret nitrat" - "lagret nitrat i umættet zone og grundvand", og på denne baggrund må resultatet siges at være yderst acceptabelt.

3.2 Langvad Å-oplandet

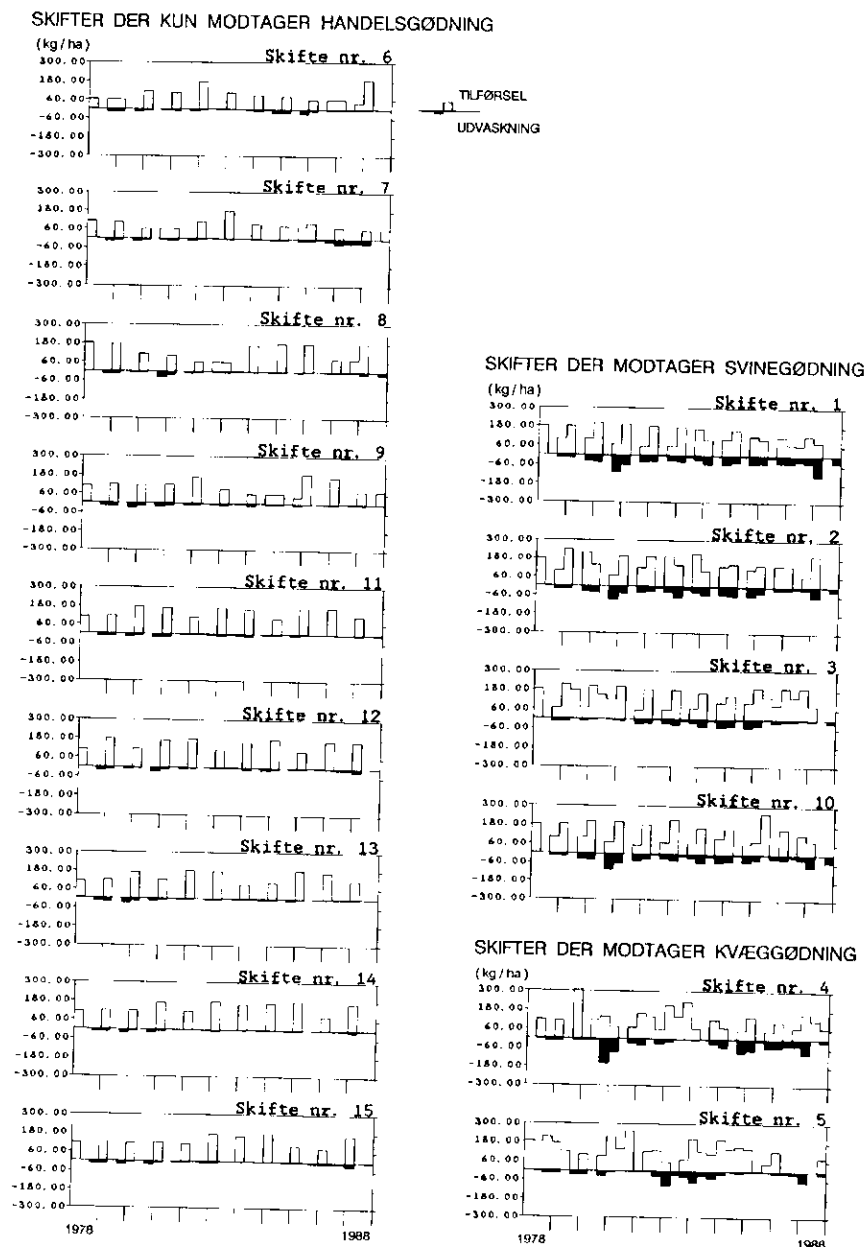
3.2.1 Nitratudvaskning fra rodzonen

Den gennemsnitlige udvaskning i Langvad er 43 N/ha

Tabel 12 og figur 30 viser resultatet af udvaskningsberegningerne for de 15 sædskifter fra 1979 til 1988, dels med gennemsnit for de forskellige skifter, og dels med gennemsnit for de enkelte år. De sædskifter, der modtager husdyrgødning har en udvaskning omkring de 100 kg/ha/år hvis de ikke indeholder græs, mens mængden falder til 60-70 kg i de skifter, der indeholder græs. Gennemsnittet for skifter der modtager kvæggødning og svinegødning er i beregningerne fundet til at være ca. 85 og ca. 91 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$. Planteavlsskifterne, der kun modtager handelsgødning, ligger generelt væsentligt lavere, i gennemsnit på 23 kg $\text{NO}_3\text{-N/ha}$. Gennemsnittet for hele oplandet på 43 kg N/ha er meget tæt på estimerne givet i NPo-rederegørelsen for Kbh, Frbg, og Roskilde amter, nemlig 47 kg N/ha.

På trods af enkelte ikke-validerede afgrødemodeller stemmer udvaskningsværdierne overens med andre estimer

Som nævnt i afsnit 2.3.3 er nogle af afgrødetyperne tvivlsomt simulerede, idet de anvendte afgrødemodeller ikke er validerede. Simuleringerne indikerer, at vinterraps stort set "spiser op", mens græsfrøproduktion udviser lidt større udvaskning end græs til slæt. Dette skyldes sandsynligvis at græs til slæt holdes i det vegetative stadium, hvor vækstraten og N-optagelsen er meget stor, mens græs til frø har en periode med væsentligt lavere tilvækst. Desuden er fraførslen af N ved høst væsentligt lavere på disse marker end på græsmarker til slæt. På trods af de ikke-validerede modeller, synes de gennemsnitlige udvaskningsværdier for oplandet at ligge i den rigtige størrelsesorden.



Figur 30

Udvaskning ($\text{kg NO}_3\text{-N/ha}$) fra de forskellige sædskifter, beregnet ved hjælp af DAISY. De angivne tilførsel indbefatter kun handelsgødning og den allerede mineraliserede del af husdyrgødningen. Organisk bundet kvælstof, der skal mineraliseres, er ikke inkluderet.

Tabel 12

Årlige udvaskninger (kg NO₃⁻-N/ha) for sædskifterne i Langvad Å-oplandet. Numrene svarer til sædskiftenumrene i tabel 2. Det beregnede gennemsnit for sædskifter er vægtet i forhold til arealfordelingen.

År	Sædskifte															Års-gnsn.
	1	2	3	10	4	5	6	7	8	9	11	12	13	14	15	
1988	174	94	39	133	113	86	7	35	37	13	14	28	11	16	32	47
1987	128	56	28	80	132	50	8	87	8	7	10	26	8	12	35	38
1986	101	72	66	65	142	14	20	38	6	8	12	12	12	9	22	33
1985	102	134	106	106	142	36	61	25	15	22	19	25	27	13	10	47
1984	109	114	116	132	45	153	41	17	14	22	29	35	18	9	9	48
1983	83	137	76	87	29	162	18	11	21	24	29	18	10	15	17	41
1982	74	83	61	74	81	49	15	14	15	22	19	14	13	13	21	32
1981	108	88	45	108	117	11	25	26	37	27	29	30	18	15	26	41
1980	154	127	14	154	185	66	23	23	50	43	35	37	31	34	34	59
1979	58	56	31	58	30	47	37	38	28	54	38	32	54	38	38	42
Gnsn.	109	96	58	100	102	67	25	32	23	24	23	26	20	17	24	43

Halmnedmuldning mindsker udvaskningen i en år-række

Betragtningerne over mineraliseringens relative størrelse svarer til beskrivelsen for Karup-oplandet. Det er tydeligt, at halmnedmuldningen, der i de senere år er blevet mere og mere udbredt i Langvad-oplandet, har en mindskende effekt på udvaskningen, i alle tilfælde i en periode. I sædskifte 7, hvor halmnedmuldning har været praktiseret over en længere periode, stiger udvaskningen dog igen de sidste par år. Det er sandsynligt, at udvaskningen vil stige i de kommende år, når flere af skifterne har fået opbygget en større pulje af organisk materiale, hvorfra mineraliseringen kan foregå.

Mineraliseringsniveauet i Langvad kan være sat

Der er ingen klare trends i udvaskningsniveauet i oplandet over de 10 år, på trods af, at produktionen af husdyrgødning topper i begyndelsen

for lavt

af den betragtede periode. Sammenlignes produktionen af staldgødning + ajle i 1987 med produktionen i 1978, er der sket et fald på 28%. Dette fald slår ikke igennem på den beregnede udvaskning. Dette kan skyldes begyndelsesbetingelserne m.h.t organisk indhold i jorden. De benyttede tal stammer fra undersøgelser på systemmarkerne ved Syv Bæk, og hvis de fortrinsvis kommer fra marker med ringe tilførsel af husdyrgødning, kan værdierne være for lave. Sådanne usikkerheder vil have større betydning i Langvad end i Karup på grund af den meget kortere simuleringsperiode.

DAISY inkluderer ikke grovpore-effekten

DAISY-modellen kan i øjeblikket ikke tage hensyn til grovpore-effekter. I oplandssimuleringerne foretaget på Syv Bæk (Engesgaard og Jensen, 1990b) og for Langvad Å er fundet, at grovpore-effekten kan spille en rolle i området. Grovporer kan tænkes at have indflydelse på stoftransport på flere forskellige måder, f.eks.:

- i. Hvis det antages, at nitraten primært findes i jordmatricen, må det forventes, at det vand, der løber i grovporerne næsten ikke kommer i berøring med dette, og at udvaskningen derfor er lille.
- ii. Hvis nedbør lige efter spredning af gødning medfører mætning i toplaget, vil stoffet føres med vandet direkte til dræn. Det vil medføre en stor udvaskning over en kort periode.
- iii. Hvis nedbør, der infiltrerer og bevæger sig gennem matricen kan medføre nitrat. I tilfælde af, at jorden indeholder en

pløjesål, eller at ledningsevnen af andre årsager mindskes væsentligt gennem profilet, kan der opstå lokale mættede forhold, som vil kunne starte en grovporestrømning.

Data til belysning af betydningen og omfanget af hver af disse processer foreligger ikke fra oplandet. Det er derfor ikke muligt på nuværende tidspunkt at inddrage de pågældende processer i modelleringen.

3.2.2. Vandstrømning og vandbalance

Afstrømningen i Langvad udviser store sæsonmæssige variationer

Afstrømningsmønstret i Langvad udviser store sæsonmæssige variationer med små sommervandføringer og en stor vinterafstrømning. Sidstnævnte er resultatet af dræn- og underjordisk afstrømning i de øvre jordlag forårsaget af den nedbør som falder inden for det topografiske opland. Sommervandføringen er i stort omfang et resultat af underjordisk tilskud fra de dybere liggende sand- og grusreservoirer til de lavere liggende områder af terrænet (ådalene). Trykniveauet i det regionale prækvartære magasin spiller en indirekte rolle, idet trykniveauforskellen mellem dette lags og de ovenfor liggende grus- og sandlags trykniveauer er afgørende for nedsivnings-forholdene til de prækvartære aflejringer.

Vandføringen i oplandet er simuleret for perioden 1978-1988. Drænvandsafstrømning simuleres når grundvandstanden i det øverste lag ligger over drænrørsniveau (1 m under terræn). En sammenligning med den samlede vandføring målt i st. 52.10 og st. 52.11 er vist i figur 31 og tabel 13. Der forekommer i visse måneder mar-

kante afvigelser i vinterafstrømningen, som især skyldes usikkerhed på de estimerede sne-fald og den deraf efterfølgende sneafsmeltning. Baseflowniveauet om sommeren er generelt over-estimeret.

Tabel 13

Nedbør, observeret og simuleret vandføring, samt årlige afvigelser for Langvad Å. Alle størrelser er i mm.

År	Nedbør	Potentiel fordampning	Observeret vandføring	Simuleret vandføring	Afvigelse
1978	788	611	156	223	(67)
1979	712	589	164	172	8
1980	820	589	229	250	21
1981	896	604	273	271	- 2
1982	705	677	199	198	- 1
1983	683	635	184	183	- 1
1984	713	602	139	185	46
1985	779	579	209	202	- 7
1986	629	608	139	119	-20
Gns.	747	610	188	200	6 (12)

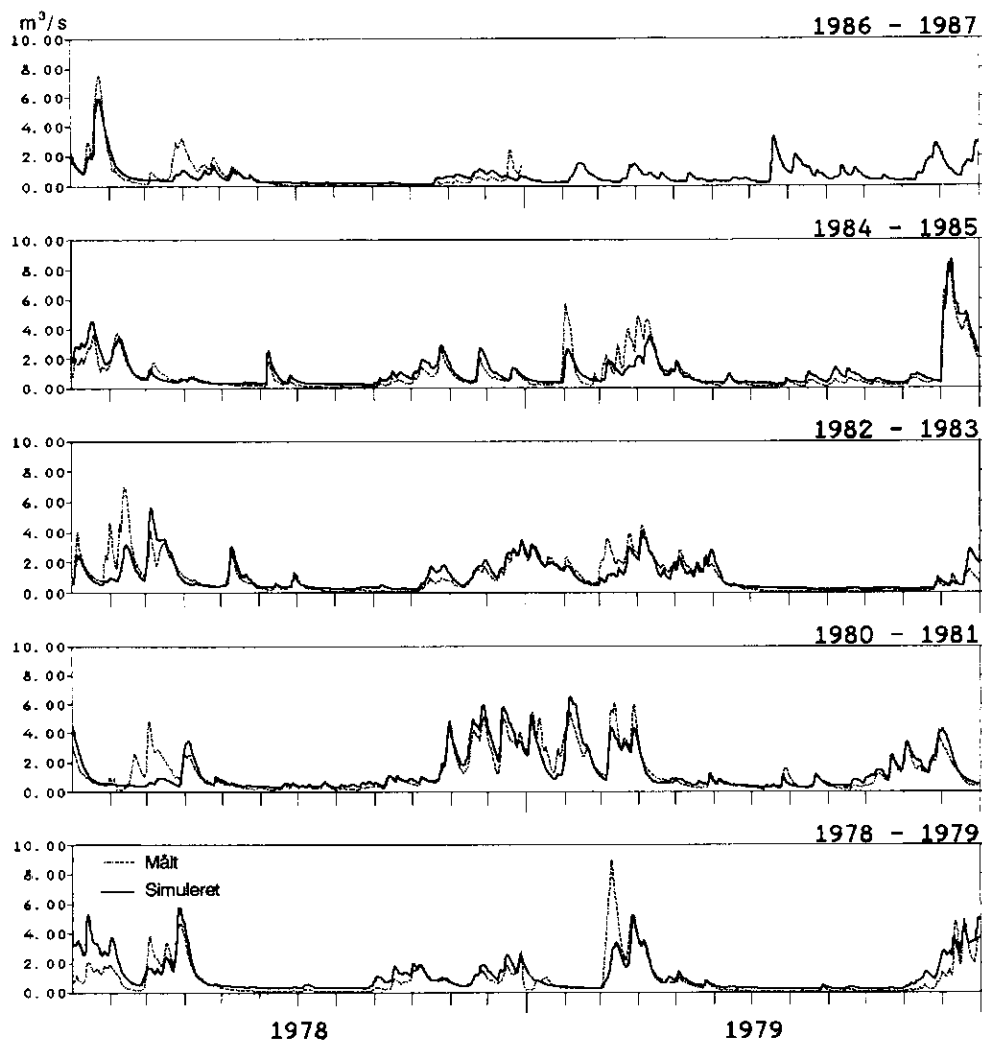
Den årlige vandbalance (tabel 13) er god i de fleste år. Den store afvigelse i 1978 skyldes startbetingelserne, og en opvarmningsperiode dækkende hele 1977, ville forbedre simu-leringsresultatet i januar og februar måned af 1978.

Afstrømningen fra forskellige dele af oplandet varierer kraftigt med

Afstrømningen fra forskellige dele af oplandet er afhængig af de lokale nedsivningsforhold. Især de store grus- og sandformationer, Hede-land Formation og Torkilstrup Formation, spiller en afgørende rolle. I områder hvor disse

lokale nedsiv-
ningsforhold

forekommer, simuleres der generelt en meget lille afstrømning gennem dræn eller overfladenære jordlag. Figur 32 illustrerer variationen i nedsivningen fra det øvre frie magasin over hele modelområdet og med en finere detaljeringsgrad for Syv Bæk oplandet.



Figur 31

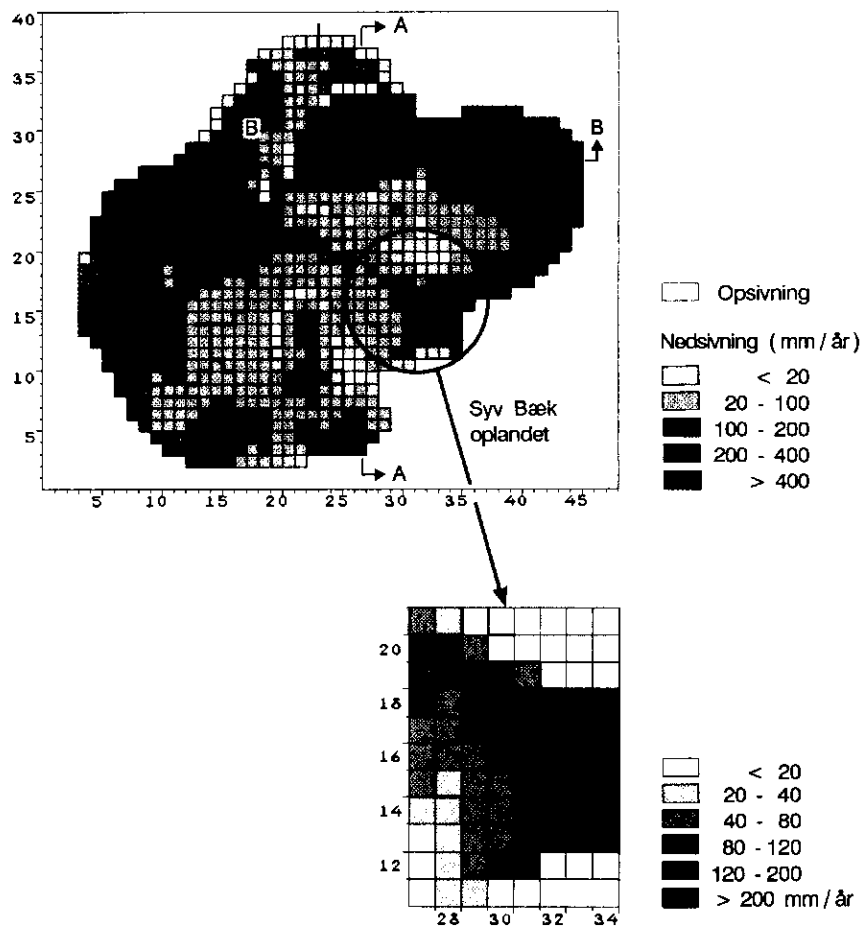
Simuleret og målt vandføring (m^3/s) i St. 52.10+52.11, Langvad Å.

Der ses en stor variation varierende fra op-sivning i lokale områder til en perkolation på op til 100% af nettonedbøren over grus- og sandformationerne. De store perkolationsrater forekommer i de områder, hvor der simuleres et frit grundvandsspejl i grus- og sandlagene. Disse områder er derfor særligt udsatte med hensyn til nitratpåvirkning. Såfremt den overliggende moræneler er oxideret helt ned til grus- og sandlagene vil der i så fald forekomme udvaskning af nitrat til disse lag.

I Syv Bæk varierer nedsivningen i de arealer, hvor der er foretaget detailstudier mellem ca. 20 mm/år og ca. 120 mm/år. Disse størrelser skal tages med forbehold og under hensyntagen til den geologiske opsætning, som ligger til grund for tallene i dette område. En nøjagtigere bestemmelse ville kræve en mere detaljeret diskretisering og udnyttelse af de geologiske oplysninger (Gravesen, 1990), som specielt knytter sig til værkstedsområdet i Syv Bæk.

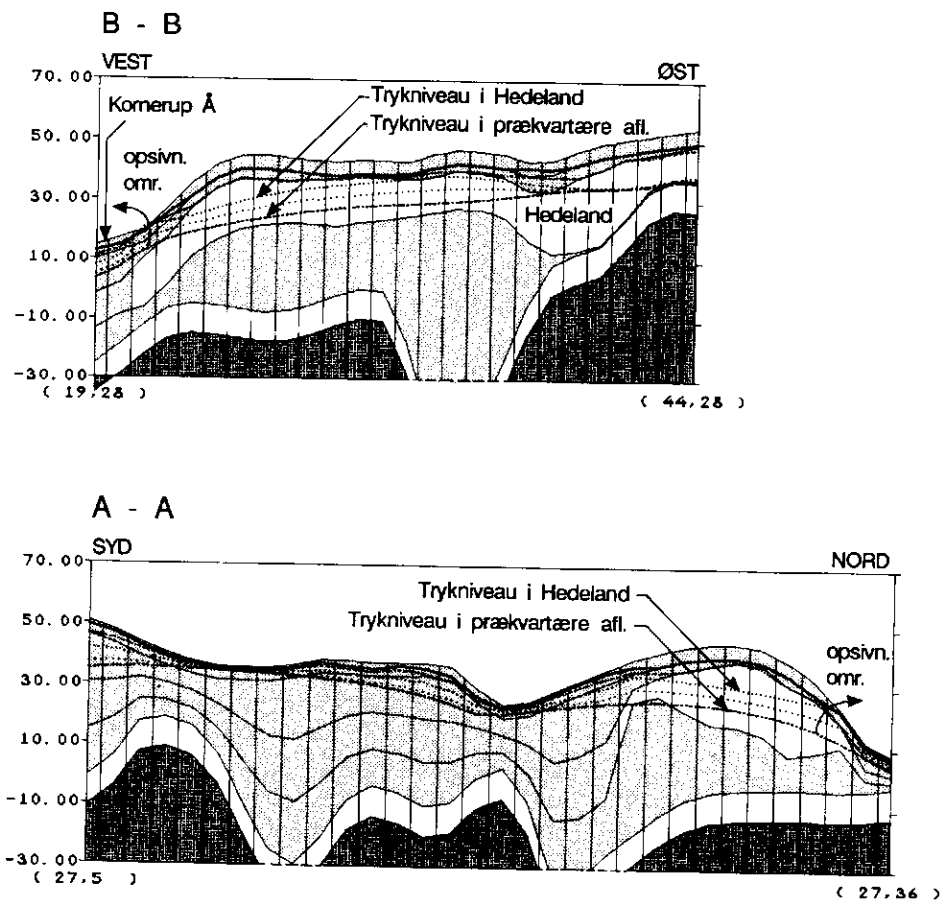
Både områder med frit grundvandspejl og områder med artesiske forhold findes i oplandet

Det simulerede trykniveau i de enkelte lag er vist for to tværsnit i Langvad i figur 33. Det øst-vestgående tværsnit viser store områder af Hedeland Formationen, hvor der er frit grundvandsspejl. Kun i lokale depressioner i terrænet og ved formationens afgrænsning mod vest forekommer artesiske forhold. De store vandindvindingsoppumpninger fra prækvartæret (Løjre Vandværk) påvirker i stor grad vandstands-niveauet i den vestligste del af Hedeland. I den østlige del, hvor Hedeland er i kontakt med prækvartæret simuleres, ikke overraskende, samme trykniveau i de to lag. Opsivning simuleres ved Hedelands afgrænsning i vest (figur 33a) og i nord (figur 33b). Sidstnævnte fænomen er verificeret i felten (J.C. Refsgaard, pers. kom.).



Figur 32

Variationen i den totale nedsvivning fra det øvre lag (med frie grundvandsspejl) for året 1981 i Langvad Å-oplandet.



Figur 33

Simuleret trykniveau i de forskellige lag for to tværsnit i Langvad Å-oplandet.

3.2.3 Nitrat i grundvand og vandløb

En modellering af NO_3^- -indholdet i grundvandet i Langvad er mere usikker end for Karup. Først og fremmest, som påpeget i afsnit 3.2.1, spiller grovporestrømningen en signifikant rolle på mængden af den udvaskede NO_3^- . Derudover vil et

Højt grundvands-
spejl i flere om-
råder i Langvad
influerer på NO_3^- -
omsætningen

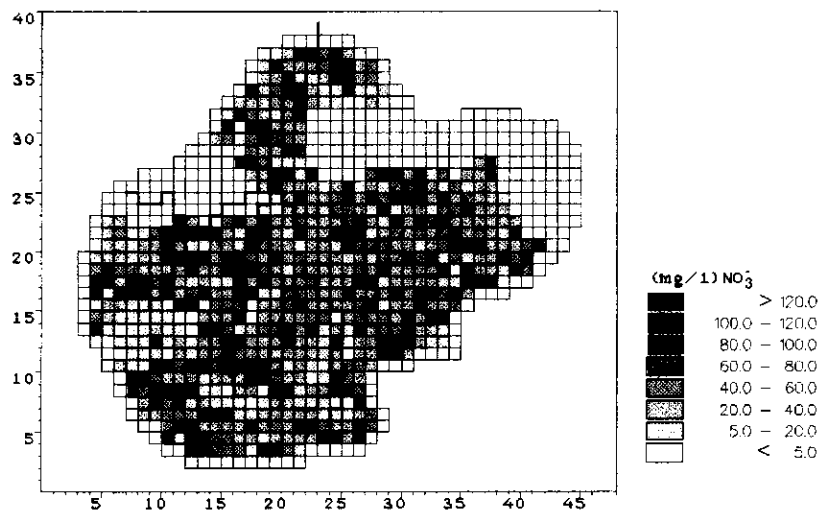
tidsvarierende grundvandsspejl, der eksempelvis bevæger sig mellem 2-3 m under terræn om sommeren og 50-70 cm under terræn i løbet af vinteren, influere på vandindholdsvariationen i rodzonen i de mere lerede jorde i Langvad og dermed påvirke nitratomsætningen. Disse to forhold er ikke inkluderet i modelberegningerne med DAISY. Førstnævnte fordi modellen ikke i sin nuværende version tager højde for fænomenet, og sidstnævnte fordi det enten ville kræve en total integration i SHE modellen eller en a priori estimation af den tidslige variation af grundvandsspejlet, som datagrundlag for DAISY.

Dårligere grund-
lag for model-
lering i Langvad
Å sammenlignet
med Karup Å

Endvidere skal det bemærkes, at det grundlag, som øvrige NPo-projekter har givet for den regionale NO_3^- -modellering er væsentligt dårligere i Langvad end for Karup. Der foreligger et omfattende datamateriale for værkstedsområderne i Syv Bæk (Hansen, 1990c og Ernstsens et al., 1990). Det har imidlertid ikke været muligt at indhøste erfaringer via en hydrologisk modellering af stoftransporten i Syv Bæk (Engesgaard og Jensen 1990b), idet der her kun er foretaget beregninger på enkeltvise jordsøjler. Engesgaard og Jensen (1990b) konkluderede, at de tilgængelige data var utilstrækkelige for en detaljeret modelanalyse i Syv Bæk.

I DAISY beregningerne er benyttet et grundvandsspejl i 2 m under terræn som nedre randbetingelse. Udvaskningsværdierne er også udtaget i denne dybde for at undgå, at der overføres opadgående transporter til SHE i forbindelse med kapillær stigning til rodzonen om sommeren. Ligger det beregnede grundvandsspejl i SHE over dette niveau, påføres stoffet direkte til grundvandsmagasinet.

Stor stedlig variation i nedsivning til dybere lag	I SHE beregningerne er det, som beskrevet i afsnit 2.1.2, antaget, at NO_3^- opløst i det vand, som perkolerer til dybereliggende lag, reduceres. Som gennemsnit for hele oplandet beregnes således, at ca. 50% af det udvaskede NO_3^- reduceres. Denne reduktion er meget ujævnt fordelt over oplandet, idet nedsivningen til dybereliggende lag varierer meget over området, jfr. figur 34.
Potentiel mulighed for nitrat i sand- og grusformationerne	Den således beregnede NO_3^- -reduktion skal i virkeligheden betragtes som den perkolerede NO_3^- -mængde, der potentielt kan reduceres. Hvorvidt en sådan reduktion finder sted i naturen afhænger af udstrækningen af oxidationszonen i de enkelte områder. Denne information om iltningsfronters nøjagtige beliggenhed i Langvad-området har ikke været indsamlet og anvendt i nærværende projekt.
Stedlig variation i NO_3^- -koncentration i øverste grundvandslag	Figur 34 viser variationen af NO_3^- -koncentrationen i det øverste lag. De hvide felter over de to regionale grus- og sandformationer stemmer overens med de store perkolationsrater, der er beregnet i disse områder (figur 32). NO_3^- -koncentrationen i grundvandet vil direkte afspejle størrelsen af udvaskningen fra rodzonen. Også for Langvad er det anvendelsen af husdyrgødning, som giver de store koncentrationsniveauer.
Tidslig variation i NO_3^- -koncentration	Den tidslige variation under tre sædskifter er vist i figur 35. Sammenholdt med tabel 12 viser den, at der er relativt konstant og lavt NO_3^- -niveau under planteavlssædskiftet. Den nedadgående trend i perioden 1981-1984 er forårsaget af en lille udvaskning i 1982-1984, hvorefter den store udvaskning fra 1985-1988 giver en opadgående trend.



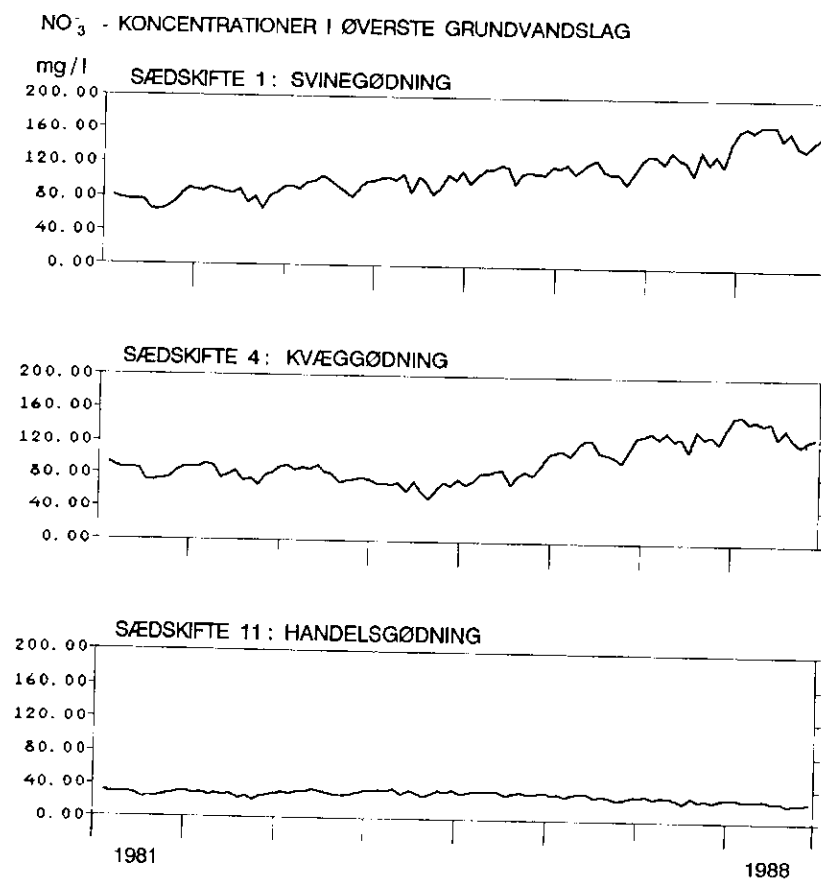
Figur 34

Variationer i NO_3^- -koncentrationen i Langvad Å-oplandet i det øverste i områder med grundvandsspejl i det øverste lag.

Der er en beskeden årlig variation med en tendens til faldende koncentrationsniveau i efter-sommeren.

Koncentrationen i vandløbstilskuddet for det samlede opland ligger omkring årsskiftet 1987/88 på ca. 50 mg NO_3^- /l. Dette niveau er i god overensstemmelse med, hvad Hansen (1990) har fundet i værkstedsområderne.

Da modellen overestimerer afstrømningen i sommerperioden, afviger den tilførte NO_3^- -mængde til vandløbene derfor betydeligt i denne periode.



Figur 35

Tidslig variation af NO₃⁻-koncentrationer i øverste grundvandslag under tre forskellige sædskifter.

Der er i projektet foretaget en omfattende modeludvikling. Udgangspunktet har været DHI's eksisterende hydrologiske modelsystem SHE, som er blevet generaliseret og forbedret, således at det i dag er i stand til, under anvendelse af alle relevante data, med stor detaljeringsgrad at beregne vand- og stofkredsløbet i størstedelen af de danske vandløbsoplande.

Forbedringer af
DHI's hydrolo-
giske modelsystem
SHE

Signifikante nyudviklinger, som er foregået helt eller delvist inden for dette projekts rammer, omfatter:

1. Udvikling af en tre-dimensional grundvandsmodel, som kan benyttes både til artesiske og frie grundvandsmagasiner samt til kombinationer heraf.
2. Udvikling af en integreret stoftransportmodel for de umættede og mættede zoner.
3. Operationaliseringen af modelsystemet med programmer til databearbejdning og grafisk præsentation.

De to første punkter har været nødvendige for at kunne beskrive vand- og stoftransporten i Karup Å- og Langvad Å- oplandene. Det tredje punkt har endvidere været af afgørende betydning for, under projektet, i praksis at kunne udnytte alle de tilgængelige data (f.eks. geologiske profiler) på rationel vis samt for at kunne præsentere resultaterne af de særdeles omfattende modelberegninger på en overskuelig form.

Kvælstofomsætning i rodzonen beregnet med DAISY	Beregningerne af kvælstofomsætningen og udvaskningen fra rodzonen er foretaget ved hjælp af DAISY-modellen, som er udviklet under NPo-projekt A10. Vurderes resultaterne fra rodzonemodellen (DAISY), så synes de at være troværdige. Mulige fejlkilder er beskrevet i afsnit 3.1.1. Det er dog problematisk at modellerne for flere afgrøder, der udgør en ikke uvæsentlig del af oplandene, ikke er validerede. Det gælder især vinterraps, ærter, græs til frøproduktion og kløvergræs. Desuden var det ønskeligt, at en proces som ammoniakfordampning indbyggedes i modellen. DAISY-simuleringerne viser, at mængden af udbragt husdyrgødning er en meget væsentlig faktor for udvaskningens størrelse.
Udvaskning i Karup Å-oplandet	For Karup er der foretaget modelberegninger for perioden 1969-88. Den gennemsnitlige udvaskning fra rodzonen i landbrugsområder er bestemt til ca. 75 kg NO_3^--N/ha. Opstilling af en beregnet kvælstofbalance for perioderne 1980-84 og 1984-88 antyder at udvaskningen fra rodzonen er faldet med ca. 20% i løbet af 1980'erne, fra ca. 89 kg til ca. 72 kg. Faldet i den producerede husdyrgødningsmængde på 11% menes at spille en væsentlig rolle i denne nedgang i udvaskningen.
Mulighed for halvering af N-udvaskninger i Karup Å-oplandet	Som nævnt i afsnit 3.1, tyder beregningerne for Karup på, at man med lidt forbedrede driftsformer kan nå ned i nærheden af en halvering af N-udvaskningen fra rodzonen i forhold til

i forhold til 1980-84	80-84-niveauet. Det er imidlertid tvivlsomt om reduktionen i udvaskning kunne blive større end ca. 25% hvis ikke faldet i husdyrgødningsmængde var foregået sideløbende med de andre tiltag. Samtidig sker der en mindskeelse af spredningen for udvaskning fra forskellige marker.
N-udvaskning i Langvad Å-oplan- det	I Langvad, hvor simuleringsperioden er 1978-88 topper produktionen af husdyrgødning i begyndelsen af den betragtede periode. Sammenlignes produktionen af staldgødning + ajle i 1987 med produktionen i 1978, er der sket et fald på 28%. Dette fald slår ikke igennem på den beregnede udvaskning, hvilket kan skyldes at mineraliseringen er undervurderet i periodens begyndelse. Den gennemsnitlige udvaskning er vurderet til 43 kg NO_3^- -N/ha.
Vanskeligt at begrænse udvaskningen i Langvad Å-oplandet	Det er vanskeligt at begrænse udvaskningen i Langvad Å-oplandet. Forårsplojning er ikke relevant for Langvad Å-oplandet på grund af de lerede jorde. Den store mængde vintersæd, der allerede dyrkes i oplandet, gør det vanskeligt at øge arealet af grønne marker. Det er naturligvis muligt at dele husdyrgødningen ud over et større areal, og dermed reducere forbruget af handelsgødning en smule, men det er vanskeligt at foreslå fysisk mulige og økonomisk rentable indgreb, der fører til en halvering af den nuværende udvaskning. En total afskaffelse af husdyr i området ville føre til en sænkning af udvaskningen til 53% af den nuværende. Ud- vaskningen fra rodzonen er imidlertid allerede væsentligt lavere end den er for Karup-området (svarende til 53% af udvaskningen fra Karup i samme periode).
Transport af NO_3^- fra rodzonen via	Den videre modelanalyse med SHE på Karup og Langvad har besvaret en række spørgsmål og

grundvandet til vandløbene	bragt en del nye problemstillinger frem i lyset. Det har været muligt at følge kvælstoffet fra jordoverfladen og til vandløbene med en rimelig overensstemmelse mellem målte og simulerede resultater.
Karup Å: Store variationer i NO_3^- -koncentrationer i tid og rum	Modelsimuleringerne for Karup har vist, at punktmålinger kun er repræsentative for et lille tidsrum og et begrænset areal. NO_3^- -koncentrationen i de øverste grundvandslag varierer med de overliggende jords dyrkningsmæssige historie, tykkelsen af den umættede zone og nedbørens mængde og fordeling. I dybere lag er koncentrationen mindre variabel i tid.
Tidsforsinkelser i oplandet	Der er foretaget beregninger af Karup-oplandets samlede reaktion på en ændring i kvælstofudvaskningen fra rodzonen. Beregningerne med SHE viser, at størstedelen af den (fra rodzonen) udvaskede NO_3^- -mængde er ude af den umættede zone efter 2-3 år. Efter 3 og 15 år er henholdsvis 30% og 46% tilført vandløbssystemet. Andre 46% vil efter 15 år være reduceret og kun 8% stadig forekomme i grundvandsmagasinet.
Iltningsfrontens beliggenhed afgørende for denitrifikationens størrelse	En afgørende faktor i Karup-simuleringerne er fastlæggelsen af iltfrontens beliggenhed. Det har vist sig, at forskellige delområder bidrager med forskellig styrke til vandløbssystemets samlede belastning, og at dette i høj grad er en funktion af reduktionsfrontens beliggenhed. I gennemsnit for oplandet reduceres ca. 50% af den udvaskede nitrat i grundvandszonen.
Denitrifikation i ånære områder <u>ikke</u> inkluderet i nuværende model	Der er ikke i modelberegningerne taget højde for den betydelige denitrifikation, som foregår i de ånære områder, f.eks. påvist af Brüsck og Nilsson (1990). Denne proces kan betyde en

reduktion af nitratindholdet i tilskuddet til vandløbene med 50-75%. De simulerede NO_3^- -koncentrationer i vandløbstilskuddet er derfor signifikant overestimeret. Tages den forventede denitrifikation i de ånære områder med i beregningerne, stemmer de simulerede værdier overens med det generelle observerede niveau.

For at kunne give en total og korrekt beskrivelse af kvælstofkredsløbet fra rodzonen til vandløbene, vil det imidlertid være nødvendigt at foretage detailstudier af strømningsforholdene i ånære områder.

Langvad Å:

Modelsimuleringerne for Langvad har påvist de store sand- og grusformations betydning for nedsivningsforholdene og nitratkoncentrationen i oplandet. I disse områder siver størstedelen af nettonedbøren ned gennem moræneleret til grusaflejringerne. I de øvrige områder sker der en stor drænvandsafstrømning.

Grov-porestrømning har betydning for N-udvaskning

I Langvad spiller strømmingen i jordens grov-pore-system en væsentlig rolle. Dette er ikke inkluderet i DAISY, men kun i SHE. Mulige effekter for nitratudvaskningen fra rodzonen er beskrevet i afsnit 3.2.1, men en større sikkerhed i simuleringerne kræver et detailstudie af bypass-processerne og deres effekt på koncentrationen af nitrat i den umættede zone samt i grund- og drænvand.

Data og viden-grundlag fra detailstudier i værkstedsområderne

Grundlaget for procesbeskrivelserne i Karup har været godt, idet det eksperimentelle arbejde og modelanalyserne foretaget i Rabis Bæk i stor udstrækning har kunnet udnyttes i de regionale simuleringer.

Datagrundlaget, som er etableret i forbindelse med værkstedsområderne i Syv Bæk har i mindre omfang kunnet udnyttes, hvilket har betydet, at modelstudier af stoftransporten i Syv Bæk ikke har kunnet foretages og dermed støtte den regionale modellering for Langvad Å-oplandet.

Datagrundlag for de regionale modelleringer

Det generelle datagrundlag har for de regionale simuleringer ikke været væsentligt bedre end hvad der kan forventes for andre oplande, hvilket betyder, at lignende undersøgelser vil kunne udføres andre steder med troværdige resultater. Det må således nu anses for praktisk realiserbart at lave en sådan modellering for hele landet.

Andre anvendelser med SHE/DAISY

Det udviklede modelsystem, som også i international sammenhæng er enestående har mange oplagte anvendelsesmuligheder, bl.a. i forbindelse med:

- 1) Yderligere nitratstudier, som f.eks. denitrifikation i ånære områder eller detailstudier i de komplicerede morænelersområder.
- 2) Regionale studier på andre oplande i Danmark eller modellering af overvågnings-oplande
- 3) Støtte til monitoringsprogrammer, bl.a. definition af observationsnet og vurdering af resultater med henblik på adskillelse af trends og naturlige variationer.

En tak for hjælp med informationer om landbruget i Karup og Langvad-områderne rettes til Niels Erik Hansen og Poul Henning Mathiasen fra Landbrugscenteret i Herning, til Erling Sørensen fra Landbocenteret Aulum, til Henrik Aagård fra Roskildeegnens og Københavns Amts Landboforening og til Klaus Madsen fra "Familiebruget, Center nordøst".

Flere medarbejdere ved DHI, udover forfatterne, har deltaget i større eller mindre omfang i projektet. Specielt har Gregers Jørgensen og Anders Refsgård deltaget i modeludviklingen.

6. Litteratur

- Allerup, P. og H. Madsen (1979): Accuracy of point precipitation measurements. Danish Meteorological Institute. Climatological Papers No. 5. Copenhagen.
- Ambus, P., Brüsch, W., Nilsson, B. og H. Nielsen (1989): Hvad sker der med næringsstofferne i de ånære områder ?. Vand og Miljø 2, 93-98.
- Ammentorp, H.C. og A. Refsgaard (1990): Operationalisering af en 3-Dimensional stoftransportmodel. Rapport M4-M7, Lossepladsprojektet. Dansk Hydraulisk Institut, Hørsholm.
- Andersen, L.J. og T. Sevel (1974): Six years environmental tritium profiles in the unsaturated and saturated zones, Grønhøj, Denmark. In "Isotope techniques in groundwater hydrology, 1974", vol.1, IAEA-SM-182/1.
- Aslyng, H.C. og S. Hansen (1982): Water balance and crop production simulation. Hydrotechnical Laboratory, The Royal Veterinary and Agricultural University. Copenhagen.
- Bondesen, E. og N. Schrøder (1981): Hedeland: geologisk, geohydrologisk planlægningsgrundlag. Institut for miljø, teknologi og samfund, Roskilde Universitetscenter.
- Brüsch, W. og B. Nilsson (1990): Nitratomsætning og vandbevægelse i et vådområde. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C15.
- Danmarks Statistik (1968-1988): Landbrugsstatistik 1968-1988.

- Dansk Hydraulisk Institut (1990): Introduction to the SHE: Système Hydrologique Européen. Hørsholm.
- Dansk Hydraulisk Institut (1987): Foreløbig hydrologisk model for Langvad Å. Rapport udarbejdet for Miljøstyrelsen.
- Engesgaard, P. (1988): Two-dimensional areal and profile groundwater modelling. Nordisk Hydrologisk Konferense 1988, Nordisk NHP-rapport nr. 22, Del 2.
- Engesgaard, P. og K.H. Jensen (1990a): Flow and Transport Modelling - Rabis field site. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B13.
- Engesgaard, P. og K.H. Jensen (1990b): Drainage flow modelling - Syv field site. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B14.
- Ernstsen, V., Gravesen, P., Nilsson, B., Brusch, W., Fredericia, J. og S. Genders (1990): Transport og omsætning af N og P i Langvad å's opland. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B6.
- Gravesen, P. (1990): Geologiske forhold i oplande til Langvad å og Syv bæk, Sjælland. NPo-projekt 2.2. Intern rapport nr. 32. Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse. København.
- Gravesen, P. og J. Fredericia (red.) (1984): ZEUS-geodatabasesystem. Borearkivet. Databeskrivelse, kodesystem og sideregistre. Danmarks Geologiske Undersøgelse., Ser. D., 259 pp.

- Hansen, B. (1985): Landbrugets potentielle bidrag til næringssaltbelastningen af vandløb og grundvand i to mindre oplande. Rapport til Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.
- Hansen, B (1990a): Kortlægning af landbrugsdriften i to områder i Danmark. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A2.
- Hansen, B. (1990b): Næringsstofudvaskning fra arealer i almindelig landbrugsdrift. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A8.
- Hansen, B. (1990c): Afstrømning og stoftransport i Rabis bæk og Syv bæk. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B9.
- Hansen, M. og P. Gravesen (1990): Geologiske forhold i oplandene til Karup Å og Rabis Bæk, Jylland. Miljøministeriet, Danmarks Geologiske Undersøgelse. Intern rapport nr. 35.
- Hansen, S, Jensen, H.E., Nielsen, N.E. og H. Svendsen (1990). Daisy, a soil plant system model. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A10.
- Henriksen, H.J. (1987): Driftsformens betydning for afstrømningen fra hedesletteområder. Marginaljorder og miljøinteresser, Miljøministeriets projektundersøgelser 1986, Teknikerrapport nr. 11. Skov-og Naturstyrelsen.
- Iqbal, M. (1983): An introduction to solar radiation. Academic Press, London.

- Kristiansen, H., Brüsch, W., Gravesen, P. og S. Genders (1990): Transport og omsætning af kvælstof og fosfor i Rabis bæks opland. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B5.
- Kristensen, K.J. og S.E. Jensen (1975): A model for estimating actual Evapotranspiration from potential evapotranspiration. Nordic Hydrology, vol. 6, pp. 70-88.
- Miljøstyrelsen (1983): Karup Å-undersøgelsen. En undersøgelse af landbrugsvandingens hydrologiske følgevirkninger i oplandet til Karup Å opstrøms Hagebro. Udført af Det danske Hedeselskab og Danmarks Geologiske Undersøgelse for Viborg, Ringkjøbing og Århus amtskommuner og Miljøstyrelsen. Miljøprojekter, 51. København.
- Olesen, J. (1990): Klimastationer i NPo-værkstedområder. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B17.
- Postma, D. og C. Boesen (1990): Processes of nitrate reduction in a sandy aquifer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B8.
- Rasmussen, E. (1989): Sårbarhedsvurdering af Hedeland-aquiferen indenfor oplandet til Langvad Å. Institut for teknisk geologi, DTH, Lyngby.
- Refsgaard, J.C. og O. Stang (1981): An integrated groundwater/surface hydrological model. Report Suså. H13. Dansk Komite for hydrologi.

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K.

Serietitel, nr.: NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, B15

Udgivelsesår: 1990

Titel:

Regional model for næringssalttransport og -omsætning

Undertitel:

Forfatter(e):

Storm, Børge; Styczen, Merete; Clausen, Thomas

Udførende institution(er):

Dansk Hydraulisk Institut

Resumé:

Der er udviklet en hydrologisk model baseret på Dansk Hydraulisk Instituts SHE-modelsystem til beregning af vand- og stoftransport på regionalt oplandsniveau. Modellen indeholder en tredimensional grundvandskomponent og en stoftransportmodel for den umættede og mættede zone. SHE er anvendt i kombination med DAISY-modellen til at simulere transporten og omsætningen af N-forbindelser fra tilførsel på marken til ånære områder i Karup Å (445 km²) og Langvad Å (178 km²) oplandene.

Emneord:

hydrologiske modeller; nedsivning; omsætning; grundvand; vejrforhold; udvaskning; ferskvand; tidsvariationer; afstrømning; nitrogen CAS 7727-37-9

ISBN: 87-503-8864-9

ISSN:

Pris (inkl. moms): 150,- kr.

Format: A5

Sideantal: 120

Med./år for redaktionens afslutning: december 1990

Oplag: 600

Andre oplysninger:

Rapport fra koordinationsgruppe B for grundvand

Tryk: Scantryk, København

Trykt på Uno-matt papir, klorfrit

NPo-forskning fra Miljøstyrelsen

Rapporter fra koordinationsgruppe B for grundvand

- Nr. B 1 : Kemisk nitratreduktion med jern(II)forbindelser
- Nr. B 2 : Nitratreduktion i moræner
- Nr. B 3 : Nitratreduktion og organisk stof i grundvandsmagasiner
- Nr. B 4 : Nitrat og fosfat i grundvand/drikkevand fra områder i Danmark
- Nr. B 5 : Transport og omsætning af N og P i Rabis Bæks opland
- Nr. B 6 : Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland. I
- Nr. B 7 : Transport og omsætning af N og P i Langvad Å's opland. II
- Nr. B 8 : Nitratreduktionsprocesser i Rabis hedesletteaquifer
- Nr. B 9 : Afstrømning og transport til Rabis og Syv Bæk
- Nr. B10 : Geokemiske processer i et grundvandsmagasin
- Nr. B11 : Grundvandsbelastning fra to landbrug på sandjord
- Nr. B12 : Fluktuationer i grundvandets nitratinhold
- Nr. B13 : Flow and Transport Modelling – Rabis Field Site
- Nr. B14 : Drainage Flow Modelling – Syv Field Site
- Nr. B15 : Regional model for næringssalttransport og -omsætning
- Nr. B16 : Kortlægning af potentialet for nitratreduktion
- Nr. B17 : Klimastationer i NPo-værkstedsområder
- Nr. B18 : Grundvandsmoniteringsnet i Danmark
- Nr. B19 : Field Investigations of Preferential Flow Behaviour

Nr. B8 er tidligere annonceret med titlen:

Processes of nitrate reduction in a sandy aquifer

Regional model for næringssalttransport og -omsætning

Der er udviklet en hydrologisk model baseret på Dansk Hydraulisk Instituts SHE-modelsystem til beregning af vand- og stoftransport på regionalt oplandsniveau. Modellen indeholder en tredimensional grundvandskomponent og en stoftransportmodel for den umættede og mættede zone. SHE er anvendt i kombination med DAISY-modellen til at simulere transporten og omsætningen af N-forbindelser fra tilførsel på marken til ånære områder i Karup Å- (445 km²) og Langvad Å- (178 km²) oplandene.



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Strandgade 29, 1401 København K, tlf. 31 57 83 10

Pris kr. 150,- inkl. 22% moms

ISBN nr. 87-503-8864-9